



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**DINÂMICA DA SERRAPILHEIRA E TAXA DE DECOMPOSIÇÃO**  
**DE RESÍDUOS CULTURAIS**

**Antonio Sousa Silva**

**AREIA, PB**  
**MAIO – 2012**

**ANTONIO SOUSA SILVA**

**DINÂMICA DA SERRAPILHEIRA E TAXA DE DECOMPOSIÇÃO  
DE RESÍDUOS CULTURAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do Título de “Doutor em Agronomia”. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Orientador: Prof. Dr. Ivandro de França da Silva

AREIA, PB  
MAIO – 2012

Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos da  
Biblioteca Setorial do CCA, UFPB, Campus II, Areia – PB.

S586d Silva, Antonio Sousa.  
Dinâmica da serrapilheira e taxa de decomposição de resíduos culturais. / Antonio  
Sousa Silva. - Areia: UFPB/CCA, 2012.  
101 f. ; il.

Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias. Universidade  
Federal da Paraíba, Areia, 2012.

Bibliografia.  
Orientador: Ivandro de França Silva.

1. Física do solo 2. Química do solo 3. Solo – Vegetação Nativa 4. Solo – Matéria  
Orgânica I. Silva, Ivandro de França (Orientador) II. Título.

UFPB/CCA

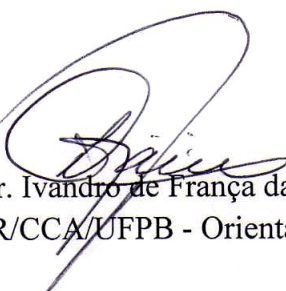
CDU: 631.41(043.2)

ANTONIO SOUSA SILVA

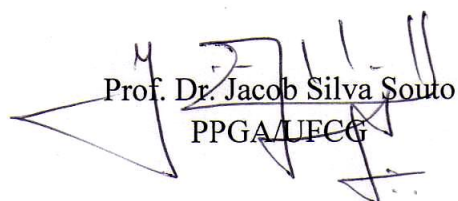
**DINÂMICA DA SERRAPILHEIRA E TAXA DE DECOMPOSIÇÃO  
DE RESÍDUOS CULTURAIS**

Aprovada em: 17/05/2012

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Ivandro de França da Silva  
DSER/CCA/UFPB - Orientador



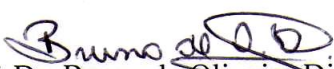
Prof. Dr. Jacob Silva Souto  
PPGA/UFCG



Prof. Dr. Albercio Pereira de Andrade  
PPGA/UFPB



Prof. Dr. Flávio Pereira de Oliveira  
DSER/CCA/UFPB



Prof. Dr. Bruno de Oliveira Dias  
PRODOC/PPGCS/CCA/UFPB

AREIA, PB

MAIO – 2012

Aos meus Mestres, os Professores, que durante a vida acadêmica me encantaram com o conhecimento, me tornaram amigos dos livros e dos Artigos Científicos, estes com muita persistência, e me transformaram no profissional que sou.

Dedico

## AGRADECIMENTOS

A JEOVÁ DEUS, por nos ter criado com a habilidade de usufruir e ter prazer na vida, bem como nos dotar de capacidade e curiosidade de conhecer as diferentes ciências.

A Helen Ramalho, por ter visto em mim o que ninguém viu e pelo apoio para prestar vestibular e concretizar sonhos.

Ao Professor Ivandro de França da Silva, pela orientação, apoio e incentivo para execução deste trabalho e de minha formação profissional.

Ao Instituto Federal Baiano – Campus Senhor do Bonfim, pela oportunidade concedida de me qualificar profissionalmente.

Ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia pela oportunidade de realizar o curso.

Ao corpo Docente do PPGA, pelos conhecimentos repassados e pela atenção dispensada quando das dúvidas e dificuldades que existiram.

Aos amigos da pesquisa Leonardo, Lucas, Mayara, Eliane, Miriam, Remy, Flávio e Antônio de Pádua pelo companheirismo e apoio nas atividades experimentais.

À Rosa, amada esposa, pelo apoio e incentivo para realizar as atividades programadas, especialmente antes de algumas viagens, bem como pela ajuda em campo quando nenhum dos amigos acima podia ir.

Aos funcionários dos Laboratórios de Física e Química do Solo (Robeval Santiago, Suelene Alves, Gilson Batista e Ednaldo Jerônimo) pelo acompanhamento e ajuda nas determinações.

Ao Professor Bruno de Oliveira Dias pelo apoio nas determinações do fracionamento de carbono.

Aos demais funcionários do PPGA e do CCA da UFPB, que de uma maneira ou outra contribuíram para realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	v
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	vii
<b>RESUMO</b> .....	ix
<b>ABSTRACT</b> .....	xi
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
<b>2.1. Decomposição de resíduos vegetais</b> .....	4
<b>2.2. Qualidade do solo</b> .....	7
<b>2.3. Atributos físicos do solo</b> .....	8
2.3.1. Agregação do solo .....	8
2.3.2. Densidade do solo, de partículas e porosidade total .....	10
<b>2.3. Atributos químicos do solo</b> .....	12
<b>2.5. Sistema radicular das culturas</b> .....	14
<b>2.6. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes</b> .....	15
<b>2.7. Fracionamento da matéria orgânica do solo</b> .....	17
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	21
<b>3.1. Experimento I</b> .....	21
<b>3.2. Experimento II</b> .....	24
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	30
<b>4.1. Experimento I</b> .....	30
4.1.1. Fatores climáticos .....	30
4.1.2. Análise dos resíduos de gramíneas e leguminosas .....	31
4.1.3. Adubação nitrogenada .....	33
4.1.4. Decomposição de resíduos de gramíneas e leguminosas .....	34
<b>4.2. Experimento II</b> .....	42
4.2.1. Determinações físicas do solo .....	42
4.2.2. Determinações do sistema radicular .....	53
4.2.3. Deposição e decomposição da serrapilheira .....	58
4.2.4. Determinações químicas do solo .....	68
4.2.5. Fracionamento de carbono do solo .....	80
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	88
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	90

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Atributos químicos do solo da Fazenda experimental Chã do Jardim -----	21
<b>Tabela 2</b> - Análise de tecido vegetal dos resíduos das gramíneas e das leguminosas utilizados no ensaio, com relação aos seus compostos -----	32
<b>Tabela 3</b> - Análise de tecido vegetal dos resíduos das gramíneas e das leguminosas utilizadas no ensaio, com relação aos teores de nutrientes -----	32
<b>Tabela 4</b> - Equações de regressão para decomposição (Y) no tempo (X), e tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ) dos resíduos de culturas de gramíneas e leguminosas depositados em sacolas de náilon na superfície do solo -----	35
<b>Tabela 5</b> - Análise granulométrica, argila dispersa em água, grau de floculação e classificação textural da camada superficial avaliada para as três áreas experimentais avaliadas -----	43
<b>Tabela 6</b> - Macro e microagregados obtidos por peneiragem seca e úmida, em área sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	44
<b>Tabela 7</b> - Diâmetro médio ponderado de agregados obtidos por peneiragem via seca (DMPAs) e úmida (DMPAu) e sua relação (DMPAu/DMPAs) em área sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	49
<b>Tabela 8</b> - Densidade do solo, de partículas e porosidade total de áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	51
<b>Tabela 9</b> - Massa e densidade de raízes por camada de solo analisada e de massa total de raízes em áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	54
<b>Tabela 10</b> - Análise química das raízes em áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	57



<b>Tabela 11</b> - Deposição de resíduos da vegetação de mata e de sabiá em coletores durante os meses de dezembro de 2009 a novembro de 2010, no Brejo Paraibano -----	59
<b>Tabela 12</b> - Análise química dos resíduos dos coletores das áreas sob mata e sob sabiá, durante os meses de setembro, outubro e novembro de 2010 -----	62
<b>Tabela 13</b> - Manutenção da serrapilheira na área sob mata e sob sabiá e produção de forragem na área sob pasto durante os meses de dezembro de 2009 a novembro de 2010 -----	64
<b>Tabela 14</b> - Análise da serrapilheira das áreas sob mata e sob sabiá -----	66
<b>Tabela 15</b> - Valores de pH e teores de C, H+Al, Al e Na nas áreas sob mata, sabiá e pasto, em diferentes profundidades do solo -----	69
<b>Tabela 16</b> - Valores de Ca, Mg, K e P do solo de áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	73
<b>Tabela 17</b> - Soma de Bases, CTC efetiva (t) e potencial (T), Saturação por Bases (V) e Saturação por Alumínio (m) nas áreas sob mata, sabiá e pasto, em diferentes profundidades do solo -----	75
<b>Tabela 18</b> - Estimativa das quantidades de N, P e K, nos diferentes ambientes (mata, sabiá e pasto), considerando uma profundidade de 20 cm para o solo, a serrapilheira e as raízes -----	79
<b>Tabela 19</b> - Fracionamento da matéria orgânica nas frações ácido fúlvico (FAF), húmico (FAH), humina (HUM), relação ácido húmico/ácido fúlvico (FAH/FAF) e extrato alcalino/ humina (EA/HUM) das áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo -----	82
<b>Tabela 20</b> - Estimativa das quantidades de C ha <sup>-1</sup> , produzidos nos diferentes ambientes (áreas de mata, sabiá e pasto) e nos diferentes compartimentos avaliados no Brejo Paraibano -----	86

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Foto da área experimental dos resíduos em sacola de náilon: a) limpeza e demarcação da área e das parcelas experimentais e b) parcela com resíduos de culturas e aplicação de N dissolvido -----	22
<b>Figura 2</b> - Localização das áreas sob mata, pasto e sabiá, na fazenda Morada Nova e Engenho Jusara, no município de Areia – PB -----	25
<b>Figura 3</b> - Coletor de madeira e quadro de ferro usados para quantificar a deposição e acúmulo da serrapilheira nas áreas sob mata e sabiá -----	28
<b>Figura 4</b> – Croqui do experimento das áreas de mata, sabiá e pasto, referentes à posição das linhas de coleta na encosta -----	29
<b>Figura 5</b> - Umidade e temperatura do solo da área experimental, correspondente ao local de decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon -----	30
<b>Figura 6</b> - Pluviosidade e temperatura do ar na Estação Meteorológica do CCA/UFPB, na cidade de Areia – PB -----	31
<b>Figura 7</b> - Decomposição de resíduos de culturas depositados em sacolas de náilon na superfície do solo na presença e ausência de adubação nitrogenada. a) braquiária, b) milho, c) sorgo, d) leucena, e) feijão de porco e, f) guandu -	34
<b>Figura 8</b> - Decomposição de resíduos de culturas depositadas em sacolas de náilon na superfície do solo. a) Gramíneas e b) Leguminosas -----	36
<b>Figura 9</b> - Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e leucena, (b) milho e leucena e (c) sorgo e leucena -----	39
<b>Figura 10</b> - Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e feijão de porco, (b) milho e feijão de porco e (c) sorgo e feijão de porco -----	40

<b>Figura 11</b> - Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e guandu, (b) milho e guandu e (c) sorgo e guandu -----	41
<b>Figura 12</b> - Pluviosidade e temperatura ambiente, nos anos de 2009 e 2010, no município de Areia-PB -----	60
<b>Figura 13</b> - Percentagem remanescente da serrapilheira sob influência da umidade gravimétrica (a) e da temperatura do solo (b) das áreas sob mata e sob sabiá entre os meses de novembro de 2009 a novembro de 2010 -----	65

SILVA, A. S. **Dinâmica da serrapilheira e taxa de decomposição de resíduos culturais.** Areia-PB, Centro de Ciências Agrárias, UFPB, maio de 2012. 115f. Tese. Programa de Pós Graduação em Agronomia. Orientador: Prof. Dr. Ivandro de França da Silva.

## RESUMO

A dificuldade de implantar a semeadura direta na região Nordeste do Brasil ocorre devido às baixas precipitações pluviais, que limita o crescimento vegetal e as elevadas taxas de decomposição de resíduos. Na microrregião do Brejo Paraibano, além desse aspecto, outra preocupação é a mudança no uso do solo, sem considerar as suas potencialidades e limitações, o que tem proporcionado graves prejuízos à sua conservação. Com objetivo de selecionar plantas de cobertura para a semeadura direta e entender a degradação do solo devido às mudanças de uso, foram implantados dois experimentos em delineamento inteiramente casualizado. O experimento de resíduos culturais foi conduzido na Fazenda experimental Chã do Jardim, do Centro de Ciências Agrárias da UFPB, e os tratamentos constaram de três resíduos de gramíneas: braquiária (*Brachiaria decumbens*), milho (*Zea mays*) e sorgo (*Sorghum bicolor*) e três de leguminosas: feijão de porco (*Canavalia ensiformis*), guandu (*Cajanus cajan*) e leucena (*Leucaena leucocephala*). Os resíduos foram colocados em sacolas náilon e dispostas no campo sob a serrapilheira, na presença e ausência de adubação nitrogenada. O experimento sobre uso do solo foi conduzido em três sistemas: mata nativa secundária, cultivo de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) e pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens*). Em cada área foram coletadas amostras de solo, em quatro profundidades para análises físicas, químicas, fracionamento da matéria orgânica e densidade de raízes. As análises físicas constaram de separação de tamanhos de agregados, granulometria, densidade e porosidade total do solo. As químicas constaram da determinação do pH e dos teores de cálcio, magnésio, fósforo, potássio, sódio, alumínio e C. A matéria orgânica foi fracionada nas frações ácido fúlvico (FAF), ácido húmico (FAH) e humina (HUM). Nas áreas de mata e sabiá foram quantificados a deposição e acúmulo de serrapilheira, bem como sua taxa de decomposição. Na pastagem, avaliou-se a produção de forragem. Quanto aos resíduos de culturas, observou-se que a taxa de decomposição das gramíneas é mais lenta que a das leguminosas, porém essa taxa se equivale nos últimos meses de avaliação. As gramíneas não apresentaram diferenças entre si, mas o guandu apresentou taxa de decomposição mais lenta entre as leguminosas. A adubação nitrogenada não afetou a taxa de decomposição dos

resíduos. Quanto às mudanças no uso do solo, a quantidade de argila, o DMPAs, DMPAu e a relação DMPAu/DMPAs e a porosidade apresentaram maiores valores na área sob mata. A densidade do solo foi menor na área sob mata. O desenvolvimento de raízes foi maior nas áreas sob mata e pasto. A deposição de resíduos foi maior na área sob sabiá e os teores de N, P e K nesses resíduos foram maiores, o que mostra a capacidade do sabiá em ciclar nutrientes. O acúmulo de serrapilheira no solo foi maior na área sob mata. A taxa de decomposição dos resíduos foi de 48% na área sob sabiá e 40% na sob mata. Os teores de C, H+Al, Al, e a CTC potencial e a saturação por alumínio (m) no solo são maiores na área sob mata. O pH do solo, a saturação de bases (V) e os teores de Na e K foram semelhantes nas áreas sob sabiá e sob pasto e maiores que na sob mata. Os teores de Ca, Mg e P disponível e a SB e a CTC efetiva não diferem entre as áreas estudadas. O C do solo está mais preservado na área sob mata em função dos maiores teores nas frações FAH e HUM e da menor relação EA/HUM. Por sua vez, a substituição do pasto por sabiá começa a recuperar os teores de C perdidos na área sob pasto, com valores intermediários das frações FAH e HUM, demonstrando a capacidade do sabiá em recuperar a qualidade do solo.

**Palavras-Chave:** Gramíneas, leguminosas, fracionamento da matéria orgânica, propriedades físicas e químicas do solo.

SILVA, A. S. **Dynamics of litter and the decomposition rate of crop residues.** Areia-PB, Centro de Ciências Agrárias, UFPB, may 2012. 115f. Thesis. Post Graduation Program in Agronomy. Leader: Prof. Dr. Ivandro de França da Silva.

## ABSTRACT

The difficulty of implementing no tillage in the Northeast region of Brazil occurs due to low rainfall, which limits the plant growth and high rates of decomposition. In the Brejo Paraibano microregion, beyond this aspect, another problem is related to changes in the use of soil, without considering their potentialities and limitations, which provided serious damage to conservation. In order to select cover crops for no tillage and understand the soil degradation due to changes in use, was implanted two experiments completely randomized. The experiment of cultural residues was conducted in the Chã of Jardim farm, of Center of Agrarian Sciences of UFPB, and the treatments consisted of three residues of grass species (*Brachiaria decumbens*), corn (*Zea mays*) and sorghum (*Sorghum bicolor*) and three legumes species: pigeon pea (*Canavalia ensiformis*), guandu (*Cajanus cajan*) and leucena (*Leucaena leucocephala*). The residues were placed in litter bags and placed in the experimental field under the litter, in the presence and absence of nitrogen. The experiment about use of soil was conducted in three systems: native secondary forest, cultivation of sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) and pasture (*Brachiaria decumbens*). In each area, soil samples were collected at four depths for physical and chemical analysis, fractionation of organic matter and root density. The physical analysis consisted of the separation of aggregates size, grain size, density and total porosity of soil. The chemical ones consisted of determining the pH and concentration of calcium, magnesium, phosphorus, potassium, sodium, aluminum and C. The organic matter was fractionated into fulvic acid fraction (FAF), humic acid fraction (HAF) and humin (HUM). They were quantified deposition and accumulation of litter and its rate of decomposition in areas of woodland and thrush. In the pasture, one evaluated the production of forage. In the case of crop residues, it was observed that the rate of decomposition of the grass is slower than that of legumes, however, this rate is equivalent in the last months of the evaluated year. The grasses showed no differences, but the guandu showed slower rate of decomposition amongst the legumes. Nitrogen fertilization did not affect the waste decomposition rate. In the case of the changes in the use of the soil, the amount of clay, DMPAs, DMPAu and the relationship DMPAu / DMPAs and porosity showed higher values in the area under forest.

The soil density was lower in the area under forest. The development of roots was higher in areas under forest and pasture. The waste disposal was greater in the area under sabiá and the N, P and K were higher in these residues, which shows the sabiá capacity in nutrient cycling. The accumulation of litter in the soil was higher in the area under forest. The decomposition rate of the waste was 48% in area under sabiá and 40% in that one under forest. The percentage of C, H + Al, Al, and CTC potential and aluminum saturation (m) are higher in the soil in the area under forest. The soil pH, the base saturation (V) and the concentrations of Na and K are similar in areas under pasture and under sabiá and larger than that under forest. The percentages of Ca, Mg and available P and SB and effective CTC did not differ among the studied areas. The C of the soil is best preserved in the area under forest in function of higher levels in HAF and HUM fractions and the lowest ratio EA / HUM. In turn, the replacement from the grass for sabiá begins to recover the levels of C lost in the area under pasture, with intermediate fraction values of HAF and HUM, demonstrating the sabiá ability to recover soil quality.

**Keywords:** Grasses, legumes, organic matter fractionation, physical and chemical properties of soil.

## 1. INTRODUÇÃO

O sistema de semeadura direta protege o solo e beneficia o ambiente, pois os resíduos na superfície reduzem a erosão e aumentam a disponibilidade de água para as culturas. No entanto, há grande dificuldade de sua implantação na região Nordeste do Brasil, devido a baixas precipitações pluviais que inibem o desenvolvimento vegetal e, junto com as altas temperaturas, no período chuvoso, promovem elevadas taxas de decomposição. Outro fator é a baixa fertilidade natural dos solos, especialmente em nitrogênio, que limita o desenvolvimento vegetal e a produção de fitomassa.

Nestas condições, torna-se necessário usar plantas para cobertura que possuam elevada produção de biomassa, alta relação C/N e lignina e que incremente nitrogênio ao solo. As gramíneas e as leguminosas poderiam ser usadas como plantas de cobertura em sistema de semeadura direta na região Nordeste, pois atendem os requisitos mencionados. Carvalho et al. (2008), constataram que o uso de leguminosas como plantas de cobertura no cerrado melhoraram o rendimento do milho e Lovato et al. (2004), apontaram a inclusão de leguminosas como ação positiva na produção de biomassa e aumento de produtividade das culturas, pois estas melhoram os estoques de nitrogênio do solo.

A taxa de decomposição é bastante influenciada pela qualidade química do material, sendo que materiais ricos em nutrientes tem sua decomposição acelerada, ao passo que materiais mais pobres tem decomposição reduzida. Pulrolnik et al. (2009) afirmam que a alta relação C/N e também a alta relação C/P e C/S contribui para uma decomposição mais lenta dos resíduos culturais.

Uma outra grande preocupação é que na última década, o estudo do carbono do solo (C) tem sido enfatizado, principalmente devido à preocupação com o aquecimento global. Essa preocupação é pertinente devido ser o solo maior compartimento de C da superfície terrestre (Cerri e Cerri, 2007; Carvalho et al., 2010). Assim, o potencial de sequestro de carbono pelo solo tem sido estudado em diferentes partes do globo, inclusive nas diferentes regiões do Brasil. Entretanto, na região Nordeste essas pesquisas ainda são incipientes.

Cerri e Cerri (2007) verificaram que no Brasil, as emissões de gases de efeito estufa (GEE), oriundas da mudança de uso da terra e agricultura representam a maior parte das emissões de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Carvalho et al. (2010) afirmam que a contribuição da agricultura e das mudanças no uso da terra, de um ecossistema nativo para um agrossistema, no aquecimento global, são muito difíceis de ser quantificada. Estudar os principais usos do solo em cada região ajudará a quantificar o potencial de sequestro ou



emissão de C (Cerri e Cerri, 2007; Portugal et al., 2010). As modificações não ocorrem apenas nas emissões ou sequestro de GEE, mas principalmente nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, podendo ser de caráter positivo ou negativo, dependendo basicamente da natureza do solo, da espécie vegetal, do sistema de manejo e do tempo de exploração agrícola (Portugal et al., 2010).

O solo, sob vegetação nativa, ao longo do tempo atinge um determinado equilíbrio. Porém, quando há uma conversão para sistemas agrícolas, essa estabilidade se modifica devido às mudanças realizadas. Assim, as mudanças no uso do solo proporcionam grandes perdas de C e nutrientes, por isso, quando a vegetação nativa é retirada para dar lugar a sistemas agrícolas, a cobertura do solo é modificada, afetando suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Portugal et al., 2008). Por outro lado, quando se substitui um sistema intensivo e com grande mobilização do solo por um menos intensivo e sem mobilização, há uma tendência de recuperação e estabilização do sistema num patamar qualitativo mais elevado.

Nos solos tropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica tem grande importância no fornecimento de nutrientes às culturas, aumento da CTC e atividade microbiana, constituindo-se num componente fundamental da capacidade produtiva dos solos. Assim, entender o processo de renovação da matéria orgânica é fundamental para compreender a ciclagem de nutrientes. A decomposição da serapilheira é uma importante fonte de reposição de nutrientes, além de constituir-se na maior fonte de matéria orgânica para o solo. Essa degradação dos resíduos depende das condições locais e regionais como clima, tipo de solo, vegetação, fauna e microorganismos decompositores.

A microrregião do Brejo Paraibano caracteriza-se principalmente pelo relevo ondulado a fortemente ondulado e exploração dessas áreas com pastagem. Com a retirada da vegetação nativa, os solos ficam sem cobertura vegetal, deixando sua superfície exposta e sem a reposição de matéria orgânica, bem como um pastejo intensificado, acaba acelerando os processos erosivos (Santos et al., 2010).

O cultivo de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), nos últimos anos, vem sendo bastante utilizado na microrregião do Brejo Paraibano, principalmente para produção de estacas para cercas. Por ser perene, plantada em espaçamento adensado, essa cultura oferece boa proteção a superfície do solo, pois se trata de uma leguminosa e produz elevada quantidade de serapilheira, contribuindo para recuperação dos estoques de carbono no solo (Fernandes et al., 2006).

Pelo exposto, os dois experimentos tiveram por objetivos: I) Avaliar a taxa de decomposição de diferentes espécies vegetais na superfície do solo; II) identificar planta(s)

que possa(m) ser utilizada(s) na produção de biomassa para cobertura do solo no sistema de semeadura direta em agricultura de sequeiro; III) determinar as características físicas e químicas do solo em cada sistema de uso e, IV) avaliar a dinâmica do carbono orgânico em três diferentes usos através das determinações de frações da matéria orgânica em diferentes profundidades do solo.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Decomposição de resíduos vegetais**

O sistema de cultivo semeadura direta tem galgado muito espaço no Brasil e no mundo, por ser um sistema que aumenta e mantém a produtividade das culturas, melhora e mantém em boas condições as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e reduz modificações ao meio ambiente, uma vez que protege o solo da erosão (Nunes et al., 2010; Silva et al., 2011). Estes benefícios dão-se devido à ausência de mobilização do solo, inclusão de culturas de cobertura com elevada produção de biomassa e da manutenção dos resíduos das culturas sobre a superfície do solo (Carvalho et al., 2008). A manutenção destes resíduos é muito benéfica, pois aumenta o teor de matéria orgânica, protege o solo da ação direta do impacto das gotas de chuva e dos raios solares, promovendo maior umidade e menor temperatura na camada superficial e à medida que essa cobertura vai sendo decomposta, libera elementos benéficos para o solo e as plantas (Carvalho et al., 2008; Nunes et al., 2010).

Entretanto, há dificuldade de implantação do sistema de semeadura direta na região Nordeste. Além de existirem poucas áreas cultivadas nesse sistema de manejo na região, que possam servir de exemplo e estímulo, a produção e o acúmulo de biomassa são muito difíceis. Primeiro, porque não existem culturas de cobertura que possam produzir massa vegetal na estação seca, e quando as chuvas ocorrem, as altas temperaturas facilitam a decomposição dos resíduos, diminuindo e muito a palhada na superfície do solo (Silva, 2002; Silva et al., 2011). Assim, existe a necessidade de encontrar culturas de cobertura do solo adaptadas às condições do Nordeste, ou seja, que além de produzir grandes quantidades de material vegetal, possam permanecer um maior tempo na superfície para oferecer a devida proteção ao solo.

Trabalhando com diferentes sistemas de cultivo, Carvalho et al. (2008), em pesquisa realizada no cerrado, notaram que a sucessão, envolvendo gramíneas e leguminosas, favoreceu o acúmulo de matéria orgânica, o fornecimento de nitrogênio e o acúmulo de biomassa. Observaram ainda que a utilização da semeadura direta associada a sistemas de sucessão/rotação de culturas com alto aporte de nitrogênio permite acelerar o aumento dos teores de matéria orgânica e diminuir as emissões de CO<sub>2</sub> para atmosfera.

Na região Nordeste, o uso de cobertura do solo afeta diretamente a temperatura na camada superficial, reduzindo seus valores em relação ao solo descoberto, passando a refletir em melhores teores de umidade (Silva, 2002). Segundo Silva et al. (2011), em regiões tropicais, onde os agentes climáticos atuam sobre a superfície do solo com grande

intensidade, os sistemas agrícolas conservacionistas, como a semeadura direta, devem proporcionar boa cobertura durante todo o ano, com aporte contínuo e abundante de resíduos vegetais, utilizar sistema de rotação de culturas capazes de melhorar o balanço de nitrogênio através da fixação biológica, incluindo-se nessa rotação culturas produtoras de grãos e forragem e com mínima mobilização do solo.

Silva (2002), em Alagoinha-PB, pesquisaram a quantidade de resíduos vegetais de plantas de cobertura e o rendimento do milho, em semeadura direta, e constataram que a utilização do milho como planta de cobertura para o sistema de semeadura direta permite a obtenção de bons índices de cobertura do solo. Para Nunes et al. (2010), também em Alagoinha-PB, o capim brachiaria foi muito resistente à decomposição. Isto indica o potencial das gramíneas em promover cobertura constante aos solos com grande durabilidade. Grandes quantidades de resíduos vegetais persistem durante maior período de tempo sobre a superfície do solo, especialmente no caso de resíduos resistentes à decomposição, como são as gramíneas em geral, tornando-se importante para o sucesso da semeadura direta.

Por outro lado, algumas pesquisas têm demonstrado que a baixa disponibilidade de nitrogênio é o principal fator limitante à produção de biomassa vegetal. Assim, plantas da família das leguminosas junto com algumas bactérias do gênero *Rhizobium*, fixam o nitrogênio atmosférico, que posteriormente será liberado para as culturas, promovendo maior produção de biomassa (Lovato et al., 2004; Carneiro et al., 2009). Além disso, Carvalho et al. (2008), constataram que o rendimento da cultura principal foi melhor influenciado principalmente por leguminosas, mostrando que a sua inclusão como cultura de cobertura contribuem para o sucesso de sistemas de manejo conservacionistas. Corroborando com esses fatos, Lovato et al. (2004), apontaram a inclusão de leguminosas como ação positiva na produção de biomassa e aumento de produtividade das culturas, pois estas melhoram os estoques de carbono e nitrogênio total do solo.

A consorciação de culturas, a exemplo do milho e feijão e milho e fava, é bastante utilizada na região Nordeste, objetivando a máxima utilização dos fatores ambientais de crescimento, como água, luz e nutrientes e como garantia em caso de insucesso de uma das culturas. Além disso, permite uma maior formação de fitomassa por unidade de área, favorecendo os aportes de carbono e nitrogênio do solo (Silva, 2002; Silva et al., 2011).

Estudando a velocidade de decomposição da palhada de sorgo, bem como o acúmulo de nutrientes na fitomassa e sua mineralização, Nunes et al. (2010) observaram que a taxa média de decomposição da palhada é maior nos primeiros dias e que o milho apresentou uma diminuição acentuada da massa seca remanescente. A taxa de

decomposição da braquiária no solo foi a menor entre os resíduos de plantas testadas, em sacolas de náilon.

Kliemann et al. (2006), observaram que em termos de perdas relativas de massa das palhadas aos 150 dias, tomando-se como referência o tempo inicial, o sorgo sofreu maior decomposição do que a braquiária. Em trabalhos futuros sugeriram estudos das relações C/N e lignina/N total para se permitir a determinação das taxas de decomposição relativas e da liberação de nitrogênio dos resíduos culturais.

Gama-Rodrigues et al. (2007), estudando a decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de gramíneas e leguminosas, em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste fluminense, identificaram que as coberturas vegetais apresentaram distintas taxas de decomposição e de liberação de nutrientes, sendo o feijão-de-porco a espécie que mostrou resíduo de melhor qualidade química. O K e Ca foram os fatores reguladores mais limitantes das taxas de decomposição e de liberação de nutrientes dos resíduos vegetais.

Estudando a velocidade de decomposição de diferentes restos culturais em um Nitossolo Vermelho, Nunes et al. (2010), identificaram que os restos culturais de capim braquiária foi o mais resistente a decomposição, os de mucuna preta foram intermediários, enquanto os de milho e fava foram os menos resistentes. O sucesso da semeadura direta na região Nordeste passa pela definição das espécies com elevada produtividade de fitomassa para cobertura e por sua persistência na superfície do solo, que é dependente das condições climáticas, pois as temperaturas são elevadas na maior parte do ano, o que resultam em rápida decomposição da fitomassa depositada sobre o solo, na época das chuvas (Nunes et al., 2010; Silva et al., 2011).

Desse modo, o conhecimento da velocidade de decomposição dos resíduos culturais mantidos sobre a superfície do solo, especialmente quando se adotam rotações e consorciações de culturas é muito importante para implantação de sistemas de manejo conservacionistas (Carvalho et al., 2008). A semeadura direta apresenta-se como alternativa merecedora de estudos na região Nordeste, face às contribuições proporcionadas por esse sistema em outras regiões. Contudo, Silva (2002) apontou a dificuldade com acumulação e manutenção da palhada sobre o solo, devido a impossibilidade de realizar mais de um plantio ao ano e a rápida decomposição da mesma. Por isso, o estudo da decomposição de resíduos na superfície é premissa básica para instalação de sistemas de manejo que visam proteger o solo.

## 2.2. Qualidade do solo

Os impactos ambientais promovidos pelas mudanças de uso do solo podem ser observados pelas modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas. A qualidade do solo é útil na avaliação dos biomas quando são incorporados ao processo produtivo, seja de forma extensiva ou intensiva. Dessa forma, o uso sustentável dos recursos naturais, especialmente do solo e da água, tem-se constituído em tema de crescente relevância, em razão do aumento das atividades antrópicas. Consequentemente, cresce a preocupação com o uso sustentável e a qualidade desses recursos (Araújo et al., 2007). Doran e Parkin (1994) conceituam qualidade do solo como a capacidade de esse recurso exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e do homem.

As diversas relações existentes no solo entre os atributos físicos, químicos e biológicos encontram-se em equilíbrio. Entretanto, qualquer alteração no solo pode alterar diretamente sua estrutura e sua atividade biológica e, consequentemente, sua fertilidade, com reflexos na produção vegetal, podendo promover fatores negativos à qualidade do solo e à produtividade das culturas. Diante disso, a alteração desses atributos, determinada pelo manejo e uso do solo, e sua avaliação são importantes para o melhor manejo visando à sustentabilidade do sistema (Carneiro et al., 2009). Six et al. (2000) afirmaram que a alteração do solo pelo preparo é a principal causa de degradação da matéria orgânica e redução do número e da estabilidade de agregados do solo quando ecossistemas nativos são utilizados para agricultura.

Quando a vegetação nativa é substituída por sistemas agrícolas, há perda na qualidade do solo. Araújo et al. (2007) perceberam valores mais altos para a densidade do solo e, consequentemente, mais baixos para porosidade total nas áreas sob pastagem plantada e cultivo convencional e os valores mais elevados de densidade do solo registrados nessas áreas podem ser resultantes do pisoteio dos animais e trânsito de máquinas e implementos, respectivamente. Carneiro et al. (2009) também perceberam que as mudanças no uso do solo promoveram alterações na sua densidade, no volume total de poros e na macroporosidade quando comparados a vegetação nativa. O efeito do pisoteio das pastagens pelo gado e o uso de máquinas agrícolas nas demais áreas podem ter contribuído para os resultados.

Oyonarte et al. (2007) informaram que o valor médio de carbono orgânico total e carbono orgânico estabilizado em solos com vegetação nativa são quase o dobro do que no solo cultivado. A proteção direta da vegetação nativa ao solo faz com que existam grandes

diferenças entre a vegetação nativa e o solo cultivado. Os autores ainda informam que as frações de carbono refletem as mudanças causadas pelas alterações no uso dos solos, mas os parâmetros que são sensíveis a estes processos diferem: mudanças rápidas no uso são percebidas por frações que representam uma elevada percentagem do carbono orgânico total, enquanto mudanças lentas são melhores refletidas nas frações mais lábeis.

Segundo Carneiro et al. (2009), os atributos químicos também são afetados com as mudanças no uso do solo. Entre as áreas sob diferentes manejos e uso do solo com ação antrópica houve pequena variação. No entanto, ocorreram diferenças quando comparados com a vegetação nativa. Segundo Santos et al. (2010), a substituição da vegetação nativa por sistemas agrícolas leva ao empobrecimento dos teores de Ca, Mg e K do solo.

Considerando a grande extensão de pastagens naturais e plantadas na região do Brejo Paraibano e que a maioria destas se encontra degradada ou em processo de degradação, é possível prever, em poucos anos, maiores impactos na qualidade dos recursos hídricos, tanto pela ação erosiva das enxurradas quanto pelo assoreamento e poluição dos reservatórios hídricos, resultantes da deposição dos sedimentos transportados pela enxurrada (Araújo et al., 2007; Souza, 2010; Santos et al., 2010). Isto ocorre porque as mudanças de uso do solo alteram os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, facilitando os processos de degradação do mesmo (Carneiro et al., 2009).

## **2.3. Atributos físicos do solo**

### **2.3.1. Agregação do solo**

Para que ocorra a agregação, as partículas do solo sofrem inicialmente o processo de floculação e depois o de cimentação. Segundo Amaro Filho et al. (2008) a formação de agregados estáveis implica que as partículas primárias fiquem tão fortemente ligadas a ponto de não se dispersarem em água. Entretanto, só a floculação não é suficiente para garantir a estabilidade. Assim, a agregação consiste na cimentação das partículas floculadas.

A agregação do solo acontece devido a interações de processos físicos, químicos e biológicos, onde substâncias agem no processo de agregação e estabilização dos agregados. Segundo Silva e Mielniczuk (1997a), essas substâncias são principalmente a argila, sílica coloidal, compostos orgânicos, metais polivalentes, carbonatos de cálcio, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, exsudatos orgânicos e substâncias orgânicas provenientes da ação dos microorganismos. Além dessas substâncias, ainda existem outros agentes de agregação, representados pelo clima, raízes, textura, microorganismos e ciclos de umedecimento e secagem do solo (Silva e Mielniczuk, 1997a,b; Six et al., 2000; Cunha

et al., 2001; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

Dentre os agentes agregantes, a matéria orgânica, as raízes e a textura do solo são muitos importantes no processo de estabilização dos agregados, uma vez que a formação dos agregados não implica diretamente na sua estabilização (Silva e Mielniczuk (1997b).

A matéria orgânica é muito importante na estabilização dos agregados do solo, visto que os macroagregados são formados em torno de resíduos frescos de matéria orgânica particulada intra-agregados. O resíduo fresco induz a formação de macroagregados porque é uma fonte de C para a atividade microbiana, que resulta na produção de resíduos microbianos de ligação. A matéria orgânica particulada intra-agregados é formada de maneira gradual e fica ligada com partículas de argila e produtos microbianos para formar microagregados estáveis, que por sua vez, tornam-se os blocos de construção para o ciclo de formação dos macroagregados (Six et al., 2000). Muitas pesquisas têm confirmado que a maior presença de carbono no solo resulta em maiores valores de agregados estáveis em água (Silva e Mielniczuk, 1997a; Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

As raízes das plantas, em especial as gramíneas, exercem grande influência na formação e estabilidade dos agregados. A alta densidade de raízes de gramíneas promove a aproximação de partículas pela constante absorção de água e crescimento agressivo e ao envolverem fisicamente os microagregados do solo, promovem, de forma direta, a formação e estabilização de macroagregados (Silva e Mielniczuk, 1997a; Silva e Mielniczuk, 1998; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Souza et al. (2010) observaram aumento da agregação do solo em área de pastejo devido ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas e Petean et al. (2010) informaram que devido ao crescimento agressivo do sistema radicular das gramíneas, a estruturação do solo é favorecida, com potencial para redução da compactação causada pelo pisoteio animal. De forma indireta, as raízes das plantas estimulam a agregação, pois fornecem carbono ao solo pela renovação do sistema radicular, exsuda substâncias orgânicas que favorecem a atividade microbiana e aumenta sua população, principalmente na rizosfera, contribuindo para a formação e estabilização dos agregados (Silva e Mielniczuk, 1997a; Silva e Mielniczuk, 1998; Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

A textura do solo afeta a estabilidade e a formação de agregados, sendo que solos com maior teor de argila tem agregação favorecida. Isto ocorre porque, segundo Vezzani e Mielniczuk (2011), a maior presença de argila contribuiu para aumentar a aproximação das partículas e Cunha et al. (2001) observaram que a predominância da fração areia na textura do solo é um indicativo da fragilidade do sistema como um todo. Silva et al. (2011), em



Alagoinha-PB, notaram que a predominância de areia no solo diminuiu a estabilidade dos agregados. Bamberg et al. (2009) informaram que horizontes arenosos dificultam a proteção física da matéria orgânica, dificultando a formação de macroagregados. Silva e Mielniczuk (1998) perceberam que a equação de regressão linear evidenciou maior coeficiente de determinação quando se incluiu a ação da argila do solo e Silva e Mielniczuk (1997b) notaram pequeno crescimento no diâmetro dos agregados com a elevação do teor de argila. Para Amaro Filho et al. (2008), a ação da argila é mais acentuada quando os teores de C no solo são baixos e à medida que esta aumenta, o efeito da argila na formação de agregados chega a ser insignificante.

À medida que se aprofunda no solo, a tendência natural é que a quantidade dos macroagregados secos aumente devido à compactação do solo e ao aumento dos teores de argila no subsolo. Esse fato ocorre devido ao efeito compressivo de máquinas e animais e de camadas sobrepostas que aumentam a aproximação das partículas à medida que se aprofunda no perfil do solo. Essa consolidação natural é denominada de efeito do empacotamento da estrutura (Cunha et al., 2001; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Por outro lado, os macroagregados úmidos, ou estabilizados, tendem a diminuir com o aumento da profundidade, devido à diminuição da ação dos microorganismos, teor de carbono e raízes (Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Essa divergência ocorre porque, de acordo com Silva e Mielniczuk (1997b), a separação via úmida distingue os agregados apenas formados daqueles que, além de formados, já sofreram o processo de estabilização.

Portanto, sistemas de manejo que preservam o carbono, evitam o revolvimento do solo, apresentam bom desenvolvimento do sistema radicular das culturas e diminuem as perdas de argila pelos processos erosivos favorecem a aproximação das partículas e a estabilização dos agregados do solo (Silva e Mielniczuk, 1997a,b; Silva e Mielniczuk, 1998; Six et al., 2000; Cunha et al., 2001; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

### 2.3.2. Densidade do solo, de partículas e porosidade total

A densidade do solo consiste na relação da massa total de sólidos em relação ao volume total da amostra incluindo sua porosidade, que sofre influência do nível de estruturação do solo, ou seja, toma em consideração o espaço entre e intra agregados. A densidade do solo é uma das propriedades mais influenciadas pela ação antrópica (Portugal et al., 2010), e pode ser influenciada pela estrutura, pelo teor de C, ação dos organismos e cobertura do solo (Bamberg et al., 2009; Santos et al., 2010). Por outro lado, o uso de máquinas e implementos agrícolas, pisoteio animal, impacto das gotas de chuva no solo

descoberto e ciclos de umedecimento e secagem promovem o adensamento e a compactação do solo (Albuquerque et al., 2001; Flores et al., 2007; Bamberg et al., 2009; Souza et al., 2010).

A compactação do solo é apontada como um dos fatores que mais limita a produtividade agrícola, devido aos problemas relacionados à infiltração de água, dificuldade de aeração, penetração das raízes, saturação do perfil e erosão do solo, que vão diminuir o volume de solo explorado e dificultar a absorção de água e nutrientes absorvido pelas plantas (Bamberg et al., 2009).

O aumento da densidade do solo em áreas cultivadas ocorre principalmente na camada subsuperficial do solo, devido ao uso de implementos, que com o passar dos anos e tempo de uso formam o chamado pé de arado ou pé de grade (Bamberg et al., 2009). Já em solos sob pastagem, a ocorrência da camada compactada ocorre na camada superficial devido ao pisoteio animal, principalmente quando a umidade é elevada (Albuquerque et al., 2001; Pignataro Netto et al., 2009; Petean et al., 2010). Com a substituição da vegetação nativa por pastagem ou essência florestal, ocorre a degradação das propriedades físicas devido ao pisoteio animal e ao preparo do solo para o plantio das mudas (Santos et al., 2010; Flores et al., 2007; Albuquerque et al., 2001).

A área sob mata nativa apresenta menor densidade do solo em relação ao plantio de essências florestais e de pastagem devido à ação antrópica, sendo esse resultado mais proeminente nas áreas de pasto (Jakelaitis et al., 2008; Portugal et al., 2008; Portugal et al., 2010). Algumas pesquisas têm provado que o pisoteio animal, o pastejo contínuo e os ciclos de umedecimento e secagem promovem o adensamento e a compactação, promovendo aumentos na densidade do solo (Albuquerque et al., 2001; Flores et al., 2007; Souza et al., 2010; Portugal et al., 2010). Em profundidade, a densidade do solo tende a aumentar, pois Pereira et al. (2011), estudando vários sistemas de manejo, também observara menor densidade na camada superficial. A maior presença de matéria orgânica e quantidade de raízes contribuem para melhores resultados na superfície. Por apresentar maiores teores de C, a camada superficial apresenta menor densidade do solo, de partículas e maior porosidade total devido ao menor peso específico da matéria orgânica (Cunha et al., 2001; Souza et al., 2004; Pereira et al., 2011). Além disso, a maior densidade de raízes na camada superficial também contribui para uma menor densidade e aumento da porosidade (Reinert et al., 2008).

A densidade de partículas, por sua vez, leva em consideração a massa total da amostra e o volume das partículas sólidas do solo, sendo influenciada pela textura do solo e pelo teor de carbono. Amaro Filho et al. (2008) informam que a densidade de partículas é

um atributo estático do solo, onde as mudanças só são perceptíveis em um tempo bastante considerável. De acordo com Souza et al. (2004), a densidade de partículas é pouco influenciada pelo preparo do solo, fato também observado por Portugal et al. (2010) e Santos et al. (2010).

A porosidade do solo, que consiste no total de vazios ocupados pelo ar e pela água é o resultado da relação entre densidade do solo e de partículas e é muito influenciada pelo sistema de manejo a que o solo está submetido. Os principais fatores que afetam a porosidade são a estrutura do solo, o teor de carbono, a cobertura do solo, o uso de máquinas e implementos e o pisoteio animal (Portugal et al., 2010; Souza, 2010). Segundo Pereira et al. (2011), o revolvimento do solo também contribui para o aumento da porosidade, porém, esse efeito só ocorre na superfície, visto que o uso de implementos diminui a porosidade devido ao efeito do “pé de grade” logo abaixo da camada superficial do solo. A porosidade sempre é maior nas áreas de mata nativa em relação ao plantio de essências florestais e pastagem, devido à maior presença de matéria orgânica e ausência de pisoteio animal na pastagem e preparo do solo para plantio de mudas de essências florestais (Carneiro et al., 2009; Portugal et al., 2010).

Souza (2010), pesquisando um Argissolo Vermelho Amarelo, percebeu que a porosidade do solo na área de mata nativa foi estatisticamente superior quando comparado a área sob pastagem. O autor explica que o pisoteio animal foi o fator determinante para redução da porosidade e que essa diferença foi mais proeminente na camada superficial do solo.

#### **2.4. Atributos químicos do solo**

As mudanças de uso do solo promovem alterações em seus atributos químicos e, essas modificações ocorridas, têm importância fundamental na sustentabilidade de novos sistemas implantados. Portugal et al. (2010), em pesquisa realizada na zona da mata mineira, perceberam variação significativa nos atributos químicos do solo entre as áreas sob mata, sob sistemas produtivos e sob pastagem, onde na área sob mata os teores de Al e H+Al foram maiores. A matéria orgânica do solo é importante fonte de acidez potencial nos solos tropicais, principalmente nos ambientes com formação e acúmulo de serrapilheira (Santos et al., 2010; Cardoso et al., 2011).

Por outro lado, o pH do solo, o P, o K, o Ca e Mg são geralmente maiores nas áreas cultivadas, devendo-se essa modificação ao uso de corretivos e fertilizantes. Isto resulta, segundo Portugal et al. (2010), numa menor SB na área sob mata. Pulrolnik et al.

(2009), também encontraram soma de bases menor na vegetação nativa. Entretanto, Cardoso et al. (2011) perceberam que a SB foi maior na área sob mata. Mas, sem a presença de corretivos e fertilizantes, caso da área sob pastagem, os teores de nutrientes em relação à área sob mata não se modifica, com o agravante da pastagem apresentar, no presente estudo, baixo aporte vegetal, comprometendo a sustentabilidade do sistema (Portugal et al., 2010).

Na microrregião do Brejo Paraibano, os Argissolos Vermelho Amarelo são predominantes e apresentam baixa disponibilidade de nutrientes, elevada acidez trocável e saturação de bases inferior a 50% (BRASIL, 1972; Carvalho Junior et al., 2008). Por isso, os Argissolos, de modo geral, precisam de corretivos e fertilizantes para seu cultivo. Loss et al. (2009) tiveram que fazer uma calagem com o equivalente a 214 kg de Ca e 132 kg Mg por hectare, para corrigir o pH do solo e tornar possível o cultivo de um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico. Os autores ainda concluíram que o aumento dos teores de matéria orgânica é uma alternativa para o uso sustentável do solo nos trópicos.

Santos et al. (2010) observaram que houve diferença significativa para as variáveis pH e MO, para as condições de mata e pastagem. O pH dessas áreas apresentou acidez elevada, no entanto, a área sob pastagem semi-degradada apresentou valores ligeiramente superiores. Segundo os autores, as condições resultantes dos baixos valores de pH podem limitar o desenvolvimento das plantas, tanto pelo efeito sobre a disponibilidade de nutrientes, como pela concentração de alumínio em níveis tóxicos para as plantas, aumentada para valores de pH abaixo de 5,5, em que a solubilidade deste elemento aumenta abruptamente, afetando diretamente a eficiência da absorção de nutrientes pelas células das raízes das plantas.

Pesquisando em um Argissolo Amarelo, Costa et al. (2009a) observaram que apesar das correções e adubações realizadas nas pastagens, as características químicas do solo não refletiram diferenças acentuadas com relação à mata. Essa pobreza química é provocada pela retirada dos nutrientes pelas plantas, erosão e lixiviação do solo. Este fato mostra a fragilidade química para sustentar uma exploração agrícola por parte dos Argissolos, principalmente quando esta é intensiva.

Carvalho Junior et al. (2008) observaram também que os Argissolos, além da baixa disponibilidade de nutrientes e elevada saturação de Al, o teor de carbono orgânico total (COT) é menor que 1%. Costa et al. (2009a) observaram que não houve diferenças significativas nos teores de C entre os ambientes de mata, pasto degradado e pasto produtivo, independente da idade de cultivo. Entretanto, Santos et al. (2010), trabalhando nos Argissolos do brejo paraibano, perceberam que a substituição da vegetação nativa por

pastagem promoveram degradação na parte química do solo. Para Portugal et al. (2010), os teores de matéria orgânica são maiores na área sob mata e a substituição desta por sistemas agrícolas reduzem seus teores no solo. Maiores teores de C no solo da vegetação nativa é decorrente do maior aporte de resíduos vegetais ao solo e mudanças no seu uso aceleram a oxidação do C (Loss et al., 2006; Oyonarte et al., 2007).

Pessoa et al. (2012) informam que a matéria orgânica do solo é considerada como indicador-chave da qualidade do solo, pois atua como fonte de nutrientes, aumenta a retenção de cátions, atua na complexação de metais, além de auxiliar na infiltração e retenção de água no solo. Santos et al. (2010) observaram que a substituição das matas nativas pela pastagem levou a um empobrecimento generalizado dos solos, particularmente em relação aos teores Ca, Mg, K, Na e C. Isso pode resultar na perda de biodiversidade e na diminuição da capacidade dos ecossistemas de recuperar-se após perturbações. Assim, a perda de matéria orgânica tem acarretado no declínio dos atributos químicos do solo (Portugal et al., 2010; Santos et al., 2010; Pessoa et al., 2012).

## **2.5. Sistema radicular das culturas**

Vários estudos têm comprovado a importância do sistema radicular das culturas na agregação do solo (Silva e Mielniczuk, 1997a; Silva e Mielniczuk, 1998; Reinert et al., 2008; Vezzani e Mielniczuk, 2011) e que esse desenvolvimento radicular se concentra na camada superficial do solo devido à maior concentração de C e de nutrientes, bem como ao aumento na densidade do solo em profundidade (Albuquerque e Reinert, 2001; Reinert et al., 2008; Silva et al., 2010). Costa et al. (2009) perceberam que o K e as raízes se concentraram na superfície e ambos diminuíram em profundidade. Reinert et al. (2008) informam que a habilidade das raízes penetrarem no perfil diminui quando a densidade e a resistência do solo aumentam. Costa et al. (2009) apontam que o maior desenvolvimento do sistema radicular na superfície é uma característica negativa, uma vez que a planta pode sofrer estresse hídrico, resultando num menor crescimento. Mas um elevado desenvolvimento das raízes pode recuperar a estrutura do solo e diminuir sua densidade, melhorando a qualidade física e aumentando a produtividade das culturas (Reinert et al., 2008). Apesar de todos os benefícios promovidos pelo desenvolvimento do sistema radicular, seu efeito não será observado se não houver tempo suficiente para desenvolver e promover sua ação, que segundo Reinert et al. (2008), não pode ser inferior a dois anos, pois, abaixo disso, é um período curto de ação. De fato, Silva e Mielniczuk (1997a) observaram que a ação de gramíneas perenes promove boas características às propriedades físicas do solo.

As raízes, especialmente de gramíneas, promovem agregação estável mediante o fornecimento de resíduos orgânicos para decomposição, exsudação de substâncias orgânicas, envolvimento físico de microagregados do solo e reorientação e aproximação das partículas e microagregados (Silva e Mielniczuk, 1997a). Segundo Reinert et al. (2008), esse benefícios ocorrem devido ao crescimento do sistema radicular estimular a formação de poros pela intensificação dos ciclos de umedecimento e secagem, liberação de exsudatos radiculares e sua posterior decomposição após a morte das plantas.

O desenvolvimento radicular, como crescimento e rebrota, é estimulado pelo consumo de forragem pelos animais em pastejo. As gramíneas apresentam crescimento do sistema radicular fasciculado e agressivo, mas esse desenvolvimento do sistema radicular diminui com o aumento da profundidade do solo pela diminuição nos teores de nutrientes, porosidade e do aumento da densidade do solo (Reinert et al., 2008; Bavoso et al., 2010; Petean et al., 2010; Silva et al., 2010). Além desses fatores, o aumento dos teores de Al em profundidade também impede o desenvolvimento radicular em camadas mais profundas (Albuquerque e Reinert, 2001). Esse desenvolvimento superficial das raízes pode levar a planta a sofrer estresse hídrico durante estiagens prolongadas (Costa et al., 2009).

Silva et al. (2010) observaram que o desenvolvimento das raízes de milho desenvolveram-se melhor quando o solo foi adubado e não sofreu revolvimento, com maior desenvolvimento na camada de 0-5 cm do solo. Assim, a ação do sistema radicular apresenta maior desenvolvimento na superfície do solo e sofre influência da fertilidade, da densidade, da aplicação de fertilizantes e do sistema de manejo do solo (Silva e Mielniczuk, 1997a; Reinert et al., 2008; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Entretanto, de acordo com Albuquerque e Reinert (2001), o desenvolvimento do sistema radicular em profundidade, na área de mata, é afetado negativamente devido à presença do Al, que aumenta em profundidade.

## **2.6. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes**

A produção e a taxa de decomposição da serrapilheira são fundamentais para o conhecimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas florestais e da ciclagem de nutrientes minerais (Vital et al., 2004). A deposição de serrapilheira é a principal via de reposição do fluxo de nutrientes e é fundamental para a sustentabilidade de uma floresta, ou plantio de uma essência florestal, pois permite que ocorra o retorno de uma quantidade significativa de nutrientes ao solo. O acúmulo e a decomposição da serrapilheira é a etapa do retorno da matéria orgânica e nutrientes da parte aérea da comunidade de plantas para a superfície do solo. Esse retorno é dependente de diversos fatores ambientais,

principalmente do fator climático (Borém e Ramos, 2002). A quantificação da deposição de serrapilheira e o acúmulo de manta orgânica são etapas importantes dos estudos de ciclagem de nutrientes (Ferreira et al., 2007).

Embora a produção de serrapilheira, em clima tropical, concentre-se em dois períodos principais, com maior deposição na estação seca e úmida, a ausência de extremos climáticos, períodos prolongados de frio intenso e seca, permite que a deposição de serrapilheira ocorra durante todo o ano (Vital et al., 2004). Entretanto, uma maior produtividade na estação seca ocorre devido à redução da precipitação acarretar ao ecossistema florestal um estresse hídrico e que este utiliza a queda de folhas para diminuir seu consumo de água (Moreira e Silva, 2004). Porém, dependendo das características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre outro, modificando o tempo e o período de maior deposição (Fernandes et al., 2006).

Em fragmento de mata atlântica, o acúmulo de serrapilheira é maior no período seco, e decresce no período chuvoso, devido, principalmente, ao aumento na produção de folhas, juntamente com um decréscimo da decomposição na estação seca (Borém e Ramos, 2002). Em uma floresta tropical de transição, a massa média de serrapilheira acumulada no solo é bastante variável e depende das condições climáticas de cada ano, bem como às elevadas taxas de decomposição (Sanches et al., 2009). Entretanto, a perda de massa numa área de mata é mais lenta do que numa área de plantio de sabiá, devido, possivelmente a melhor qualidade do material aportado das leguminosas, como o maior conteúdo de nitrogênio na serrapilheira (Fernandes et al., 2006). A produtividade de serrapilheira em áreas de floresta durante o ano varia em torno de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ , ocorrendo a maior parte da deposição na estação seca (Arato et al., 2003; Vital et al., 2004). Entretanto, Sanches et al. (2009) observaram produção anual de serrapilheira, durante os anos de 2002 e 2003, de apenas  $6,86$  e  $4,93 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , numa floresta e numa transição de cerrado, respectivamente, mas a maior produtividade ocorreu na estação seca. Os elementos mais aportados numa área de floresta são o N, o K e o P (Vital et al., 2004).

De forma similar, a cultura do sabiá também apresenta maior deposição de serrapilheira concentrada em dois períodos, que são na primavera e no inverno (Fernandes et al., 2006). A deposição média anual varia em torno de  $8,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ , sendo que a maior parte é de folhas, que constitui-se na fração mais rica em nutrientes (Fernandes et al., 2006; Ferreira et al., 2007). Num estudo realizado em áreas de sabiá, os pesquisadores perceberam que os nutrientes na serrapilheira obedeceram à seguinte ordem de maior concentração:  $\text{N} > \text{K} > \text{P}$  (Moura et al., 2006). Fernandes et al. (2006) avaliando a qualidade

nutricional dos resíduos de sabiá e mata secundária, observaram que os teores de nutrientes sazonais analisados na serrapilheira, foram melhores nas áreas de plantio de sabiá.

Quando a serrapilheira apresenta relação C/N maior que 25, ela é considerada alta, indicando pobreza química do material e decomposição mais lenta dos resíduos, o que contribui para aumentar os teores de C no solo, principalmente nas camadas mais superficiais (Pulrolnik et al., 2009). A decomposição é rápida nos primeiros meses de avaliação devido o material mais lábil ser degradado pelos organismos do solo, entretanto, ocorre uma baixa taxa de decomposição da serrapilheira depois desse período (Paula et al., 2009). Sanches et al. (2009) informaram que a decomposição é influenciada pela fauna do solo de cada região e pelas espécies formadoras da serrapilheira e a qualidade da serrapilheira justifica mais as variações na decomposição do que as condições ambientais e a sua quantidade. Paula et al. (2009), supõe que a decomposição seja mais lenta, sobretudo em razão da qualidade química do material, sendo mais demorados aqueles com estruturas mais resistentes e compostos mais estáveis e de difícil decomposição como lignina e outros compostos fenólicos e se o material encontra-se ou não em condições de anaerobiose.

Para Fernandes et al. (2006), no solo, ocorre a rápida decomposição inicial de material lábil e, posteriormente, num processo mais lento, de materiais mais resistentes e em uma floresta de sucessão secundária espontânea, observaram que seriam necessários 357 dias para o desaparecimento de metade da serrapilheira de uma floresta secundária. Vital et al. (2004), observaram que eram necessários 150 dias para que ocorresse a decomposição de 50% da serrapilheira e 639 dias para que houvesse o desaparecimento de 95% desse material, em floresta estacional semidecidual. Arato et al. (2003) observaram que numa floresta estacional semidecidual, para decompor 50% dos resíduos, demoravam 215 dias.

Ferreira et al. (2007) observaram que a serrapilheira de sabiá tem alta taxa de mineralização. Fernandes et al. (2006) também notaram que a área de sabiá teve maior taxa de mineralização da serrapilheira que a floresta secundária.

## **2.7. Fracionamento da matéria orgânica do solo**

O fracionamento da matéria orgânica do solo permite conhecer e separar as substâncias húmicas. As substâncias húmicas, são descritas como substâncias recalcitrantes, de coloração escura, compostos orgânicos heterogêneos produzidos como subprodutos do metabolismo microbiano, e estão entre os mais amplamente distribuídos materiais orgânicos no planeta (Sutton e Sposito, 2005). De acordo com Guerra et al. (2008) as substâncias húmicas são constituídas de uma série de compostos de coloração



escura, de elevado peso molecular, separadas com base em características de solubilidade e classificam-se em humina (HUM) - fração insolúvel em meio ácido e alcalino; ácidos húmicos (FAH) – insolúvel em meio ácido, mas solúvel em meio alcalino; e, ácidos fúlvicos (FAF) – fração solúvel em meio ácido e alcalino. As substâncias húmicas são agregações de diversos componentes dinâmicos estabilizados, de massa molecular relativamente baixa, formando associações por interações hidrofóbicas e pontes de hidrogênio (Sutton e Sposito, 2005).

Guerra et al. (2008), informam que as substâncias húmicas não existem naturalmente na matéria orgânica, mas sim da degradação química e biológica de resíduos orgânicos e da atividade sintética da biota do solo, onde os produtos formados associam-se em estruturas químicas complexas, atingindo maior estabilidade do que os materiais que a originaram. Os microorganismos atuam na formação das substâncias húmicas por catalisar a polimerização de moléculas mais simples (Portugal et al., 2008). O grau de complexidade e peso molecular das substâncias húmicas aumentam na seguinte ordem: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas, mas diminuem nesta ordem, quanto a CTC (Guerra et al., 2008).

As frações das substâncias húmicas existentes no solo variam muito uma das outras. Xavier et al. (2004) observaram que a fração AF possui maior labilidade, o que facilita seu uso pela biomassa microbiana do solo, bem como sofrer lixiviação no perfil do solo. Canelas et al. (2003) perceberam uma lixiviação de 118% da superfície para a camada mais abaixo, confirmando sua mobilidade no solo. Ebeling et al. (2011b) ainda informam que devido essa mobilidade, a FAF representa o principal fluxo de C no sistema. Dobbss et al. (2009) afirmaram que as FAF são mais pobres em C e mais ricas em O, devido ao menor grau de humificação dessa fração. Os autores informam ainda que as FAF possuem uma baixa relação C/N. Barreto et al. (2008) informam que os ácidos fúlvicos tem maior solubilidade devido apresentar maior polaridade e menor tamanho molecular.

Para Portugal et al. (2008), a FAH representa a fração intermediária no processo de estabilização dos compostos húmicos. Segundo Barreto et al. (2008) a FAH são os compostos mais estudados e apresentam baixa solubilidade na acidez de solos tropicais e são responsáveis pela maior parte da CTC de origem orgânica. Dobbss et al. (2009) observaram que as FAH são mais pobres em O e mais ricas em C em relação as FAF, possuindo assim, um maior grau de humificação e que as FAH também possuem uma baixa relação C/N.

Em relação a HUM, vários estudos observaram que ela domina a fração orgânica dos solos tropicais, independente da cobertura vegetal, tipo de solo, clima e ambiente,

apresentando maior participação no conteúdo total de C das substâncias húmicas e que este fato se deve a estreita associação dessa fração com as partículas minerais do solo, o que lhe confere resistência ao ataque microbiano (Canelas et al., 2003; Xavier et al., 2004; Loss et al., 2006; Pulrolnik et al., 2009; Ebeling et al., 2011a,b).

O fracionamento do carbono se apresenta como um meio mais sensível para indicar as mudanças no manejo do solo e seu efeito no teor de C. Segundo Oyonarte et al. (2007), é necessário que os indicadores de mudanças nas frações orgânicas levem em conta uma escala temporal dupla: as perturbações antrópicas e a dinâmica do próprio ecossistema. As FAF, FAH e HUM se apresentam como bons indicadores nas mudanças de uso do solo. Portugal et al. (2008) concluíram que os diferentes usos do solo alteram o teor de C nas diferentes substâncias húmicas, pois observaram maiores teores de FAF, FAH e HUM na mata secundária em relação a pastagem. Já Xavier et al. (2004) observaram que a via de humificação na área de pastagem aponta para a formação de compostos orgânicos com menor grau de polimerização, em especial FAF, enquanto que na vegetação nativa, indicam transformação menos intensa da matéria orgânica, com formação de huminas. Pulrolnick et al. (2009) não observaram alterações no teor de C nas diferentes substâncias húmicas, entre a pastagem e o cerrado.

Xavier et al. (2004) informam que a relação FAH/FAF serve para indicar o equilíbrio da transformação direta entre as frações húmicas, de modo que, valores maiores que 1 (um) apontam a polimerização (preservação) da matéria orgânica. Enquanto que valores da relação FAH/FAF menores que 1 (um) indicam a evolução limitada da matéria orgânica adicionada, devido ao manejo ou por processos pedogenéticos ou ainda por aporte recente de matéria orgânica, favorecendo a formação da FAF em relação a FAH (Ebeling et al., 2011b).

Ebeling et al. (2011b) informam que os baixos valores da relação Extrato Alcalino/Humina (EA/ HUM) são indicativos da forte estabilidade e/ou interação da matéria orgânica com a matriz mineral, podendo assim, ser analisado como indicador da estabilidade da matéria orgânica do solo. Os altos valores do EA/HUM são indicativos da movimentação das frações alcalino-solúveis dentro do perfil, podendo assim ser analisado como indicador da capacidade iluvial dos solos. Esse valor indica o predomínio das frações alcalino-solúveis (ácidos fúlvicos e húmicos), que percola no perfil, enquanto a humina, por sua natureza pouco solúvel, concentra-se nas camadas superficiais. Xavier et al. (2004) informam que a relação EA/HUM serve para indicar o equilíbrio da transformação direta entre as frações húmicas, de modo que, valores maiores que 1 (um) apontam a degradação

da matéria orgânica. Enquanto valores menores que 1 (um) indicam a preservação da matéria orgânica adicionada, com transformação no sentido FAF para HUM.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Experimento I

O experimento foi conduzido na propriedade Chã do Jardim, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, município de Areia - PB, microrregião do Brejo Paraibano, que apresenta clima do tipo As' de Köppen, caracterizado por ser quente e úmido, com chuvas no período outono-inverno. O solo local é classificado como LATOSSOLO AMARELO (EMBRAPA, 2006). De acordo com Lima (2004), a classificação textural do solo é Franco Argilo Arenosa.

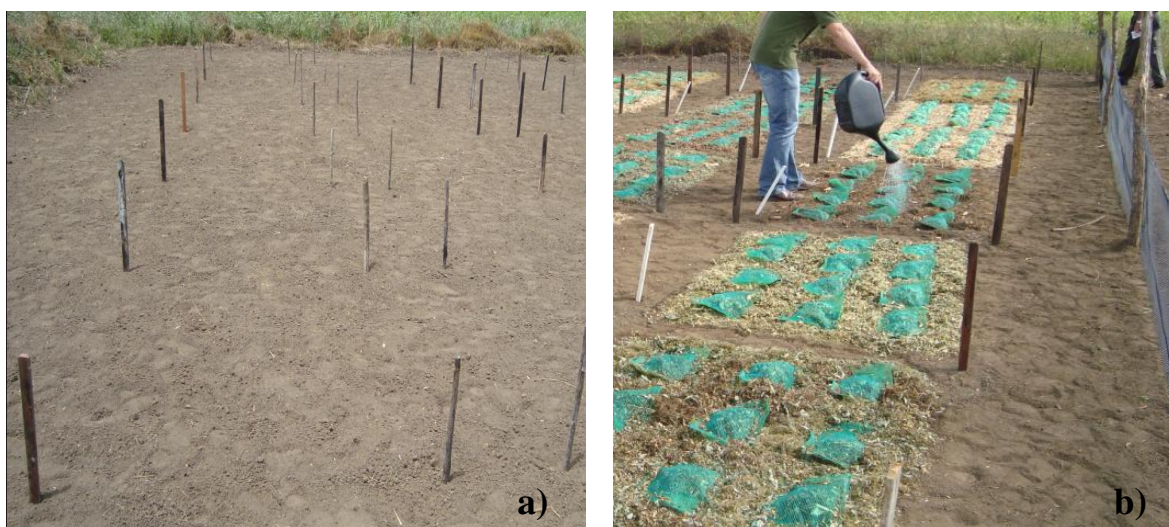
**Tabela 1**– Atributos químicos do solo da Fazenda experimental Chã do Jardim (Lima, 2004).

MOS	pH	P	K	Na	H+Al	Al	Ca	Mg
$\text{g dm}^{-3}$		---- $\text{mg dm}^{-3}$ ----			----- $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ -----			
20,58	5,30	2,01	33,00	0,13	5,30	0,49	3,00	0,70

A área experimental media 12,0 m de comprimento e 11,5 m de largura, com área de 138 m<sup>2</sup>, e foi inicialmente capinada com enxadas manuais e depois com uso de ancinho, os resíduos e as raízes das plantas espontâneas foram retirados. Em seguida a área foi uniformizada, deixando-se a superfície do solo uniforme. Em seguida foram colocadas estacas em volta da área experimental que foi cercada com tela para evitar a entrada de pequenos animais.

Os tratamentos utilizados foram representados por três resíduos de gramíneas: capim braquiária (*Brachiaria decumbens*), milho (*Zea mays*) e sorgo (*Sorghum bicolor*), e três resíduos de leguminosas: feijão de porco (*Canavalia ensiformis*), guandu (*Cajanus cajan*) e leucena (*Leucaena leucocephala*). As plantas foram cortadas durante a fase de floração e início de frutificação, com exceção do milho e do sorgo, que foram cortados após a produção de grãos. Os resíduos de todas as plantas foram picados em máquina forrageira, com tamanho variando de 1 e 4 cm de comprimento. Depois de secos os resíduos foram colocados em sacolas náilon e dispostas no campo, na superfície das parcelas, por tratamento. Os tratamentos foram conduzidos na presença e ausência de nitrogênio. A adubação nitrogenada foi equivalente a 30 kg ha<sup>-1</sup> (na forma de uréia), que seria semelhante ao resíduo da adubação nitrogenada (Nunes et al., 2010). O adubo foi diluído em água e aplicado sobre a parcela com um regador, por ocasião da implantação do experimento, numa proporção equivalente a uma chuva de 10 mm (Figura 1).

Ao todo foram instaladas 36 parcelas de 2,0 m de comprimento por 1,5 m de largura e em cada parcela foram colocadas 12 sacolas com os resíduos da planta para cada tratamento. Foram distribuídas um total de 432 sacolas na área, sendo 6 resíduos de plantas, 2 adubações, 12 épocas de coleta (meses) e 3 repetições. As sacolas de náilon foram confeccionadas com duas espessuras de tela, de 1 mm e 4 mm de diâmetro. A malha de 1 mm ficou na parte inferior, para evitar perda do material. A malha de 4 mm ficou na parte superior, para permitir a entrada de pequenos insetos ao interior da sacola. As sacolas mediam 20 cm de largura x 30 cm de comprimento, sendo distanciadas 20 cm uma da outra e o espaço entre as sacolas foi coberto com resíduos da própria cultura avaliada. A quantidade de resíduo colocada em cada sacola foi de 60 g, o que corresponde a 10 megagramas por hectare de matéria seca (equivalente a média da produção de resíduos em experimentos com semeadura direta – Nunes et al., 2010). Para afixar as sacolas no solo, usou-se grampos feitos com arame com objetivo de melhorar o contato dos resíduos na sacola com o solo, bem como evitar que o vento revirasse a sacola e a retirasse do local.



**Figura 1-** Foto da área experimental dos resíduos em sacola de náilon: a) limpeza e demarcação da área e das parcelas experimentais e b) parcelas com resíduos de culturas e aplicação de N dissolvido.

A cada mês foi recolhida uma sacola por parcela para ser quantificada a percentagem de resíduo remanescente. Após a coleta, o material vegetal foi limpo e colocado para secar em estufa de circulação forçada de ar a 65° C por 72 horas. Em seguida, foi pesado em balança de precisão. Para o cálculo da taxa de decomposição, foi usada a fórmula: **% Remanescente** = (Massa final/ Massa inicial) x 100.

Para descrever a decomposição dos resíduos vegetais, aplicou-se um modelo matemático exponencial descrito por Thomas e Asakawa (1993) e utilizado por Torres e pereira (2008):

$$X = X_0 e^{-k t}$$

sendo **X** a quantidade de matéria seca remanescente após um período de tempo **t**, em dias; **X<sub>0</sub>** é a quantidade de matéria seca ou nutriente inicial, e **k** é a constante de decomposição do resíduo. Aplicando **ln** e reorganizando a equação temos que:

$$X = X_0 e^{-k t} \Rightarrow e^{-k t} = X / X_0 \Rightarrow -k t = \ln ( X / X_0 ) \Rightarrow k = -\ln ( X / X_0 ) / t.$$

Considerando que no **T<sub>1/2</sub>**, **X = X<sub>0</sub>/2** é possível calcular a constante de decomposição (**k**), e com o valor obtido pode-se calcular o tempo de meia-vida (**T<sub>1/2</sub>**) da matéria seca, pela equação:

$$T_{1/2} = \ln (2) / k$$

sendo **ln** o logaritmo neperiano de dois, que é um valor constante; **k** é a constante de decomposição. Os valores obtidos expressam o período de tempo necessário para que metade dos resíduos se decomponha.

O experimento começou a ser instalado no dia 09/10/09 com o preparo da área. As sacolas foram colocadas em campo no dia 21/10/2009 e as coletas eram realizadas mensalmente no dia 21 de cada mês a partir do mês de novembro. A partir da quarta coleta, as plantas daninhas já tinham se desenvolvido a ponto de não se visualizar mais as sacolas. No dia 21/04/2010 as plantas daninhas foram capinadas, com cuidado de não deslocar as sacolas e em toda área experimental foi plantado milho no espaçamento de 1,0 m x 0,20 m, exemplificando uma exploração comercial. Os resíduos das plantas daninhas foram usados como cobertura do solo da área experimental. Em 21/10/10 foram feitas as coletas das últimas sacolas da área experimental.

As determinações de temperatura e umidade do solo, na profundidade de 0-5 cm, foram realizadas semanalmente com uso de termômetro de solo e amostras de solo foram coletadas para determinação do conteúdo de água no solo. A precipitação pluvial foi medida diariamente, por meio de um pluviômetro instalado próximo a área do ensaio.

Amostras dos resíduos de cada planta foram enviadas ao Laboratório de Química e Fertilidade do Solo e Tecido Vegetal do Departamento de Solos e Engenharia Rural e ao Laboratório de Nutrição Animal e de Fisiologia do Departamento de Zootecnia do Centro

de Ciências Agrárias da UFPB em Areia –PB, para avaliação da composição química e bromatológica dos resíduos.

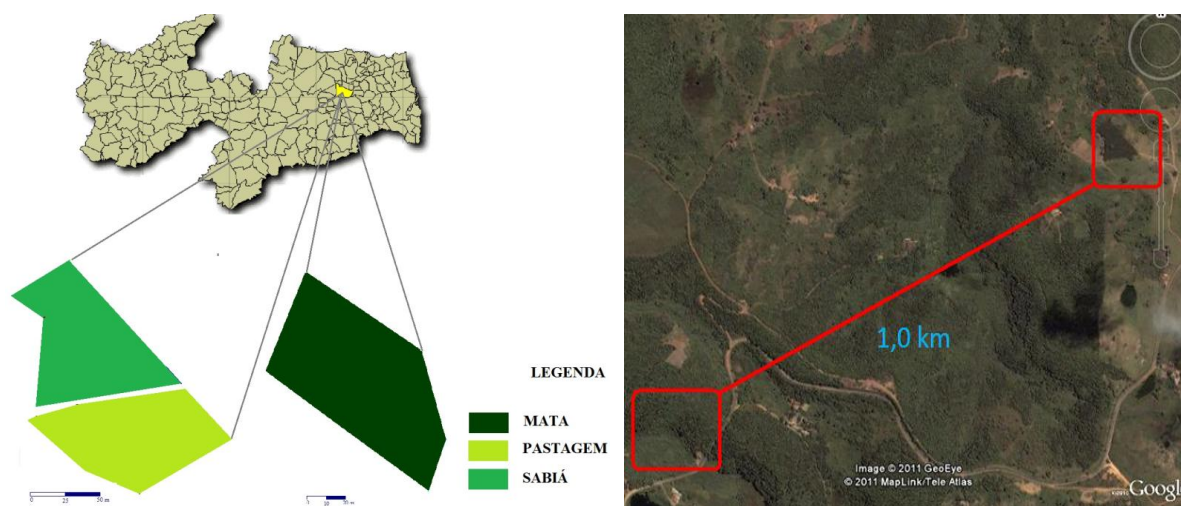
O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, num fatorial 6 x 2 referentes a 6 resíduos de cultura e 2 adubações, com parcelas subdivididas no tempo, sendo os resíduos sob adubação o fator principal e a subparcela foram os meses de avaliação. Após a análise estatística, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os dados obtidos foram analisados com o programa estatístico SAS.

### 3.2. Experimento II

O experimento foi conduzido na Fazenda Morada Nova e no Engenho Jussara, na Chã de Lagoinha, município de Areia - PB, distando 5 km da sede. A referida Fazenda possui uma área de 32,5 hectares, onde a maior parte da área é explorada com pastagem, embora disponha de um plantio de sabiá numa área de 1,0 hectare e ao lado desta propriedade, existe o Engenho Jussara, que possui uma mata secundária sendo recomposta de uma queimada de aproximadamente 10 anos (Figura 2).

Os tratamentos utilizados foram representados por três sistemas de uso: mata nativa secundária, cultivo de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) e pastagem com braquiária (*Brachiaria decumbens*). Estes sistemas agrícolas estão localizados sob o mesmo tipo de solo, sendo a pastagem ao lado da área de sabiá e a floresta numa propriedade rural ao lado, distando 1 km em linha reta. A área utilizada para cada sistema analisado foi de um hectare, nas quais se coletou amostras de serrapilheira das áreas de mata e sabiá e de solo para análise das propriedades físicas, químicas e de densidade de raízes.

A área de pasto foi implantada em substituição à exploração por décadas com cana-de-açúcar e vem sendo explorada por aproximadamente 15 (quinze) anos. A cana-de-açúcar não recebia adubos nem corretivos e era sempre queimada antes do corte e, quando da ocasião da substituição pelo pasto, o solo também não recebeu correção. O uso da pastagem pelos animais obedecia os seguintes critérios: a quantidade de animais variava de 10 a 50 animais, que permaneciam até 30 dias na área, onde depois de retirados, passava de 50 a 60 dias em repouso e sempre que necessário, se fazia a limpeza do pasto pela retirada das plantas espontâneas usando implementos de corte manual; os animais recebiam suplemento no cocho, através de sal mineral e oferta de alimento proveniente de uma capineira da propriedade. Uma parte desse pasto foi substituído pelo plantio de sabiá, no espaçamento de 1,0 m x 1,0 m, há aproximadamente 7 anos, sendo que, para a implantação do sabiá, também não se usou corretivos ou aplicação de fertilizantes.



**Figura 2-** Localização das áreas sob mata, pasto e sabiá, na Fazenda Morada Nova e Engenho Jusara, no município de Areia – PB.

O solo local foi classificado por BRASIL (1972) como PODZÓLICO VERMELHO AMARELO, e na nova classificação de EMBRAPA (2006) como ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, com relevo fortemente ondulado, o qual segundo BRASIL (1972), na região do brejo paraibano, apresenta valores de Al ligeiramente mais alto em relação às outras fases da classe a que pertence, tendo material originário de Saprolito proveniente da degradação de gnaisses com natureza arenosa quartzosa na parte superficial dos perfis. Nestes solos, segundo o levantamento, para elevar a produtividade é recomendada a adubação e correção do pH. De acordo com a EMBRAPA (2006), os Argissolos se caracterizam por possuir argila de atividade baixa e são solos que variam de forte a moderadamente ácidos. O clima é do tipo As' de Köppen, que se caracteriza por ser quente e úmido, com chuvas no período de outono-inverno.

As amostras de solo foram coletadas nas diferentes áreas, em três posições da encosta, parte superior, mediana e inferior, seguindo um transecto (Figura 4). Em cada uma das linhas da encosta foram coletados amostras de solo em três diferentes pontos, e em cada ponto quatro profundidades, a saber 0,0-2,5 cm, 2,5-5,0 cm, 5,0-10,0 cm e 10,0-20,0 cm, perfazendo um total de 108 amostras por área para análises físicas. Para as análises de fertilidade, foi feito uma amostra composta, juntando-se os três pontos de cada linha da encosta, em suas respectivas profundidades. Ao todo foram analisadas 36 amostras compostas. As amostras de solo da área sob pasto e sob sabiá foram coletadas no dia 09/04/2010 e na área sob mata no dia 16/04/2010. As amostras de solo foram levadas à sala de recepção de amostras do Departamento de Solos e Engenharia Rural do



CCA/UFPB. Nesta, os torrões grandes foram levemente desagregados e o solo foi passado em peneira de 9,52 mm de diâmetro e depois, colocados para secar ao ar.

As análises físicas do solo da área experimental foram realizadas no Laboratório de Física do solo do Departamento de Solos e Engenharia Rural do CCA/UFPB, constituindo-se de separação de tamanhos de agregados por peneiragem seca e úmida, estabilidade de agregados, granulometria, densidade do solo e de partículas e porosidade total.

A separação dos agregados secos e o diâmetro médio ponderado por via seca (DMPAs) foi realizada utilizando-se amostras com aproximadamente 50 g de agregados com diâmetro inferior a 9,52 mm, passadas em peneiras de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25; 0,106 e 0,053 mm de malha com auxílio de um vibrador Produtest, durante um minuto (Silva e Mielniczuk, 1997a).

A separação dos agregados por via úmida e a determinação do diâmetro médio ponderado por via úmida (DMPAu), seguiu a metodologia de Tisdall et al. (1978), modificado por Carpenedo e Mielniczuk (1990), utilizando-se as mesmas malhas de peneira para a separação dos agregados secos.

O índice de estabilidade em água das unidades estruturais do solo foi obtido através da relação entre o diâmetro médio ponderado dos agregados úmidos e o diâmetro médio ponderado agregados secos (DMPAu/DMPAs), conforme Silva e Mielniczuk (1997a).

A granulometria, o teor de argila dispersa em água, os graus de dispersão e de floculação, a densidade do solo, a densidade de partículas e a porosidade total foram analisados segundo metodologias descritas em EMBRAPA (1997).

Depois de realizadas as análises físicas, o solo restante das amostras foram destorroados e passados em peneiras de 2 mm, para realização das análises químicas.

As análises químicas do solo das áreas foram processadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo, do Departamento de Solos e Engenharia Rural do CCA/UFPB constituindo-se de determinação do pH do solo em água na relação 1:2,5 e teores de cálcio, magnésio, fósforo, potássio, sódio, alumínio e teor de C, realizadas conforme metodologia descritas em EMBRAPA (1997).

O fracionamento da matéria orgânica do solo nas frações AF, AH e HUM foi feito em triplicata, seguindo a metodologia de Benites et al. (2003).

Também foram coletadas amostras de solo, com volume definido, para avaliação da densidade radicular, nas três áreas, sendo três amostras por linha na encosta e nas quatro profundidades mencionadas anteriormente (Figura 4). Os volumes de solo amostrados por

profundidade foram: 2,5 cm de profundidade x 10 cm de largura x 20 cm de comprimento para as duas primeiras profundidades ( $500 \text{ cm}^3$ ); 5,0 cm de profundidade x 10 cm de largura x 20 cm de comprimento para a terceira profundidade ( $1000 \text{ cm}^3$ ) e, 10 cm de profundidade x 10 cm de largura x 20 cm de comprimento para a última profundidade ( $2000 \text{ cm}^3$ ). As raízes contabilizadas foram as consideradas com no máximo 2 mm de diâmetro. As raízes mais grossas não foram contabilizadas por superarem em muito as raízes da pastagem que apresentaram diâmetro bem inferior a 2 mm e raízes de maior diâmetro sob mata ou sob sabiá em si superaria todas aquelas da área sob pasto. As amostras de solo para análise de densidade de raízes foram coletadas em 15/10/2010 na área sob sabiá e sob pasto e no dia 22/10/2010 na área sob mata.

Na separação das raízes das amostras, estas foram colocadas dentro de um balde com capacidade para 10 litros, onde era acrescentado aproximadamente 5 litros de água. Depois de 10 minutos, o solo era destorroado para facilitar a retirada das raízes. Em seguida, a mistura solo água era despejada em uma peneira com malha de 1 mm para separação das raízes. Nessa operação a peneira com o solo era colocada debaixo de uma torneira para lavagem e separação das raízes. As raízes separadas da massa de solo foram colocadas em sacos plásticos previamente identificados e colocados para secar à sombra e ao ar em casa de vegetação. Depois de secas, as amostras foram transferidas para sacos de papel, após a retirada de impurezas e pequenas partículas de solo. Por último, foram colocadas em estufa de circulação forçada de ar a  $65^\circ \text{C}$  e em seguida, pesadas em balança de precisão.

Nas áreas sob mata e sob sabiá foram instalados coletores de madeira para quantificação da deposição de serrapilheira (Figura 4). Cada coletor possuía uma área de  $0,25 \text{ m}^2$  com dimensões de 0,5 m de comprimento por 0,5 m de largura, por 15 cm de profundidade, tendo o fundo do coletor uma tela de náilon com diâmetro de 1 mm. O coletor ficava instalado a uma altura de 0,50 m da superfície do solo. Em cada linha de coleta, distando 25 m, foram instalados sete coletores, distando aproximadamente 10 m um do outro, totalizando 21 coletores por área amostrada. Os coletores foram instalados no dia 02/11/2009. Durante um ano, a cada mês, foram coletadas as deposições de serrapilheira das áreas sob mata e sob sabiá, sendo os dados obtidos extrapolados para  $\text{Mg ha}^{-1}$  (Figura 3).

Nas áreas sob mata e sob sabiá foram coletadas a serrapilheira acumulada na superfície do solo por meio de um quadro de ferro medindo 0,5 m de comprimento por 0,5 m de largura ( $0,25 \text{ m}^2$ ), que era lançado aleatoriamente em cada linha da encosta, sendo coletadas três amostras por linha, a cada mês, durante um ano. Na pastagem, também

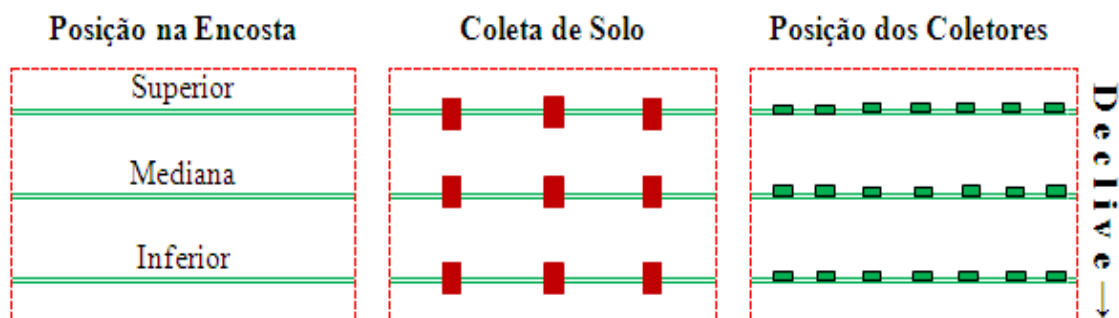
foram realizadas coletas, seguindo o mesmo procedimento, para avaliar a produção de forragem da pastagem. Os dados obtidos foram extrapolados para  $\text{Mg ha}^{-1}$  (Figura 3).



**Figura 3-** Coletor de madeira e quadro de ferro usados para quantificar a deposição e acúmulo da serrapilheira nas áreas sob mata e sabiá.

Os resíduos das coletas de deposição, acúmulo de serrapilheira e capacidade de produção da pastagem, foram conduzidos ao laboratório, secos em estufa de circulação forçada de ar a  $65^{\circ}\text{C}$  até atingirem massa constante, para então poder ser calculado a produtividade de matéria seca por hectare.

O material depositado nos coletores foi recolhido e usado para um ensaio com o intuito de averiguar a taxa de decomposição desses resíduos. Após a coleta, o material foi colocado para secar à sombra. Depois determinou-se a umidade do material. Também foram confeccionadas sacolas de náilon com malha de 4 mm de abertura e com 20 cm de largura por 20 cm de comprimento, onde foram colocadas 20 g de matéria seca do material da respectiva área, correspondente a  $5,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de matéria seca. Em cada área foram dispostas 36 sacolas. As sacolas foram colocadas em contato com o solo, retirando-se a serrapilheira que ficaria embaixo delas, mas deixando-a entre as sacolas. A distância entre as sacolas foram de 20 cm x 20 cm. A cada mês foram coletadas três sacolas para avaliar a velocidade de decomposição nas áreas sob mata e sob sabiá. A fórmula usada para o cálculo da % remanescente foi a mesma utilizada no material e métodos do experimento I.



**Figura 4-** Croqui do experimento das áreas de mata sabiá e pasto, referentes à posição das linhas de coleta na encosta.

Nas três áreas estudadas, por meio de um clinômetro, foi determinada a declividade média dessas áreas em percentagem, obtendo-se para área sob mata declividade média de 30 %, para a área sob sabiá de 20 % e para área sob pasto de 25 %, classificando essas áreas em função do declive como forte ondulada (BRASIL, 1972).

As determinações de temperatura e umidade do solo foram realizadas semanalmente, com uso de termômetro para a temperatura e amostras de solo para umidade gravimétrica. A precipitação pluviométrica foi medida diariamente por meio de um pluviômetro instalado na Estação de meteorologia do CCA-UFPB.

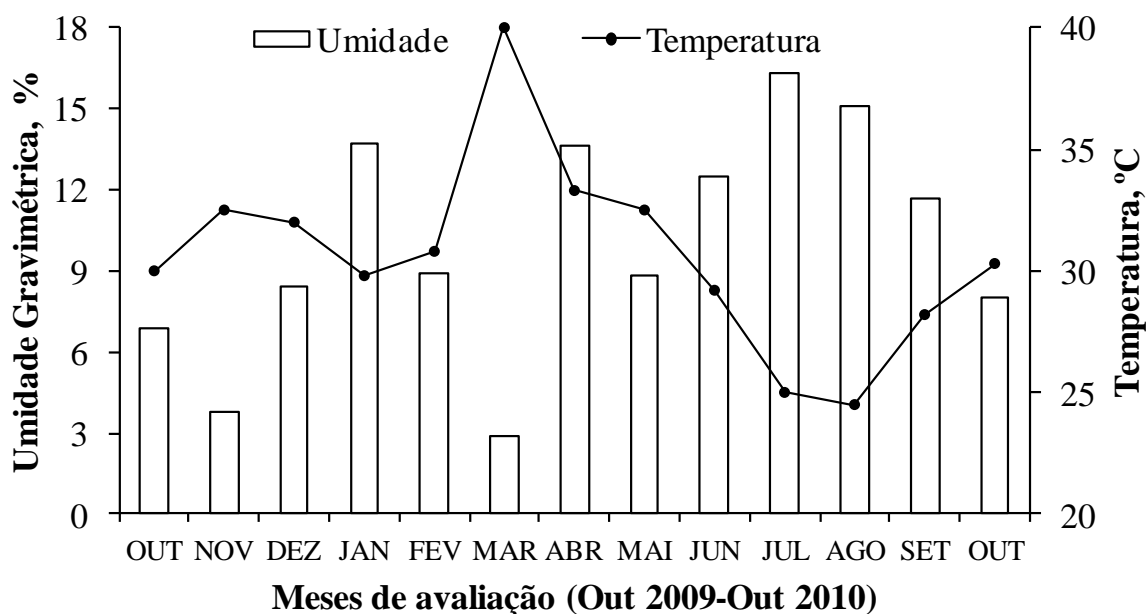
O experimento foi montado num esquema inteiramente casualizado, com parcelas repetidas no espaço, no caso das profundidades do solo para análises físicas, químicas e de raízes, e parcelas repetidas no tempo para as coletas de serrapilheira e decomposição. Quando houve diferenças entre os tratamentos por meio da análise de variância (ANOVA), as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para as análises utilizou-se o procedimento MIXED para medidas repetidas do programa estatístico SAS.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Experimento I

#### 4.1.1. Fatores climáticos

A umidade e a temperatura do solo foram inversamente proporcionais na área experimental (Figura 5), ou seja, quando a umidade baixa, a temperatura se eleva. No geral, as temperaturas são muito elevadas e a umidade baixa, condições que dificultam a decomposição dos resíduos. Nunes et al. (2010) observaram que quando ocorre precipitação pluvial, ocorre redução na temperatura do solo e do ar, contribuindo para aumentar a atividade microbiana. A média de umidade e de temperatura foram de 10,05% e 30,6 °C, com mínimas e máximas de 2,9 e 16,3% e de 25 e 40 °C, respectivamente.

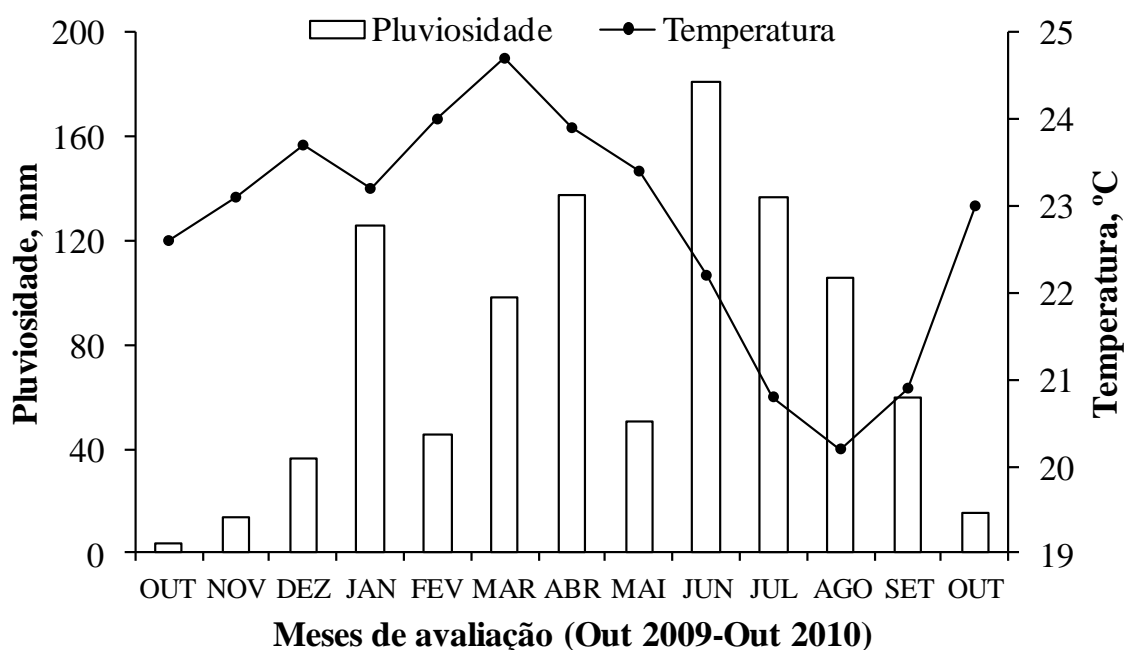


**Figura 5-** Umidade e temperatura do solo da área experimental, correspondente ao local de decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon.

A precipitação total foi de 1.264,8 mm no período avaliado, sendo esta concentrada nos meses de janeiro, março e abril e de junho a agosto de 2010 (Figura 6). A temperatura e a umidade exercem grande efeito na decomposição dos resíduos depositados na superfície do solo. Devido ao aumento da umidade no solo, ocorre aumento na diversidade dos organismos decompositores, elevando a velocidade de decomposição dos resíduos (Sanches et al., 2009). Olson et al. (2009) observaram que a temperatura exerce efeito na decomposição dos resíduos no solo. Entretanto, devido à grandes variações na precipitação pluvial, Nunes et al. (2010) informam que a umidade do solo fica, em alguns períodos do

ano, em níveis inadequados para estimular a atividade biológica e promover a decomposição dos resíduos culturais.

A decomposição, nos primeiros 3 meses, deu-se na proporção de 1,06, 0,54, 1,82 Mg ha<sup>-1</sup> para a braquiária, o milho e o sorgo, e de 3,02, 2,46 e 4,68 Mg ha<sup>-1</sup> para o feijão de porco, o guandu e a leucena, respectivamente. Com a ocorrência das precipitações em maior quantidade no mês de janeiro, nos três meses seguintes houve maior decomposição dos resíduos culturais, nas quantidades de 5,41, 5,91, 4,38, para a braquiária, o milho e sorgo, e de 5,54, 4,54 e 3,81 Mg ha<sup>-1</sup> para o feijão de porco, o guandu e a leucena, respectivamente, com o remanescente para os últimos 6 meses de 34%, 35%, 38%, de resíduos de braquiária, milho e sorgo, e de 14%, 30% e 15% feijão de porco, guandu e leucena, respectivamente (Figura 8). A taxa de decomposição, segundo Cianciaruso et al. (2006), é favorecida com as chuvas ocorridas durante o período experimental, visto que a velocidade de decomposição é menor na estação seca, mas no período das chuvas, a atividade dos organismos aumentam, devido a maior umidade no solo.



**Figura 6-** Pluviosidade e temperatura do ar na Estação Meteorológica do CCA/UFPB, na cidade de Areia – PB.

#### 4.1.2. Análise dos resíduos de gramíneas e leguminosas

As gramíneas não apresentaram diferenças significativas entre si (Figura 8), provavelmente, porque seus teores de matéria seca, celulose e C são muito semelhantes (Tabelas 2 e 3). O milho se decompôs mais lentamente devido, provavelmente, aos

menores teores de N e maior relação C/N, além de seus resíduos terem sido coletados já secos, na implantação do ensaio. As leguminosas, por outro lado, diferenciaram-se devido à diferentes teores de matéria seca, celulose, lignina e C. O resíduo do guandu, entre as leguminosas, é o que apresenta os mais altos teores de matéria seca, celulose e relação C/N, Lignina/N e o menor teor de N, por isso foi o mais resistente à decomposição. De acordo com Torres et al. (2007) e Biazzi, et al. (2007), um dos principais fatores que controlam a taxa de decomposição é teor de lignina, que em conjunto com a ação do clima, principalmente temperatura e precipitação, em níveis adequados, influencia a atividade dos organismos decompositores.

**Tabela 2** – Análise de tecido vegetal dos resíduos das gramíneas e das leguminosas utilizados no ensaio, com relação aos seus compostos.

Resíduo	Matéria Seca	Umidade	Proteína	Celulose	Lignina	Lignina/N
	----- g kg <sup>-1</sup> -----					
<b>Brachiária</b>	860,7	139,3	89,8	469,7	108,0	0,91
<b>Milho</b>	844,7	155,3	53,2	452,5	90,1	1,00
<b>Sorgo</b>	859,8	140,2	78,2	458,7	175,4	1,31
<b>F. de Porco</b>	818,1	181,9	198,0	303,7	87,5	0,34
<b>Guandu</b>	851,3	148,7	160,2	464,4	234,2	1,01
<b>Leucena</b>	826,5	173,5	261,4	305,5	342,3	0,76

**Tabela 3** – Análise de tecido vegetal dos resíduos das gramíneas e das leguminosas utilizadas no ensaio, com relação aos teores de nutrientes.

Resíduo	N	P	K	S	Carbono	Relação C/N
	----- g kg <sup>-1</sup> -----					
<b>Brachiária</b>	11,83	0,97	13,57	3,06	473,14	40,0
<b>Milho</b>	9,03	1,30	6,26	0,98	499,24	55,3
<b>Sorgo</b>	13,41	2,81	22,63	1,86	452,86	33,8
<b>F. de Porco</b>	25,48	1,21	13,57	4,99	452,63	17,8
<b>Guandu</b>	23,21	1,86	12,70	4,77	421,53	18,2
<b>Leucena</b>	45,08	1,91	10,94	1,49	498,57	11,1

Bayer e Mielniczuk (1997) informaram que a introdução de leguminosas no sistema de cultivo serve para suprir N, que por sua vez aumentará a produção de biomassa da cultura subsequente, com maior quantidade de cobertura para o solo. O plantio do



guandu como planta de cobertura, nas entrelinhas do milho ou sorgo, parece ser uma boa alternativa para implantação do sistema de semeadura direta no Nordeste. Pesquisas têm demonstrado que a baixa disponibilidade de nitrogênio é o principal fator limitante à produção de fitomassa. Assim, o uso de leguminosas contribui muito neste sentido, uma vez que, junto com bactérias do gênero *Rhizobium* fixam nitrogênio atmosférico, que será liberado para as culturas, em exploração, promovendo maior produção de biomassa (Bayer e Mielniczuk, 1997; Amado et al., 2001). Além disso, Carvalho et al. (2008) constataram que o rendimento da cultura do milho foi melhor influenciado por leguminosas, e que a inclusão delas como cultura de cobertura contribuem para o sucesso de sistemas de manejo conservacionistas. Corroborando com esses fatos, Lovato et al. (2004), apontaram a inclusão de leguminosas como ação positiva na produção de biomassa e no aumento de produtividade das culturas, pois estas melhoram os estoques de carbono e de nitrogênio total do solo.

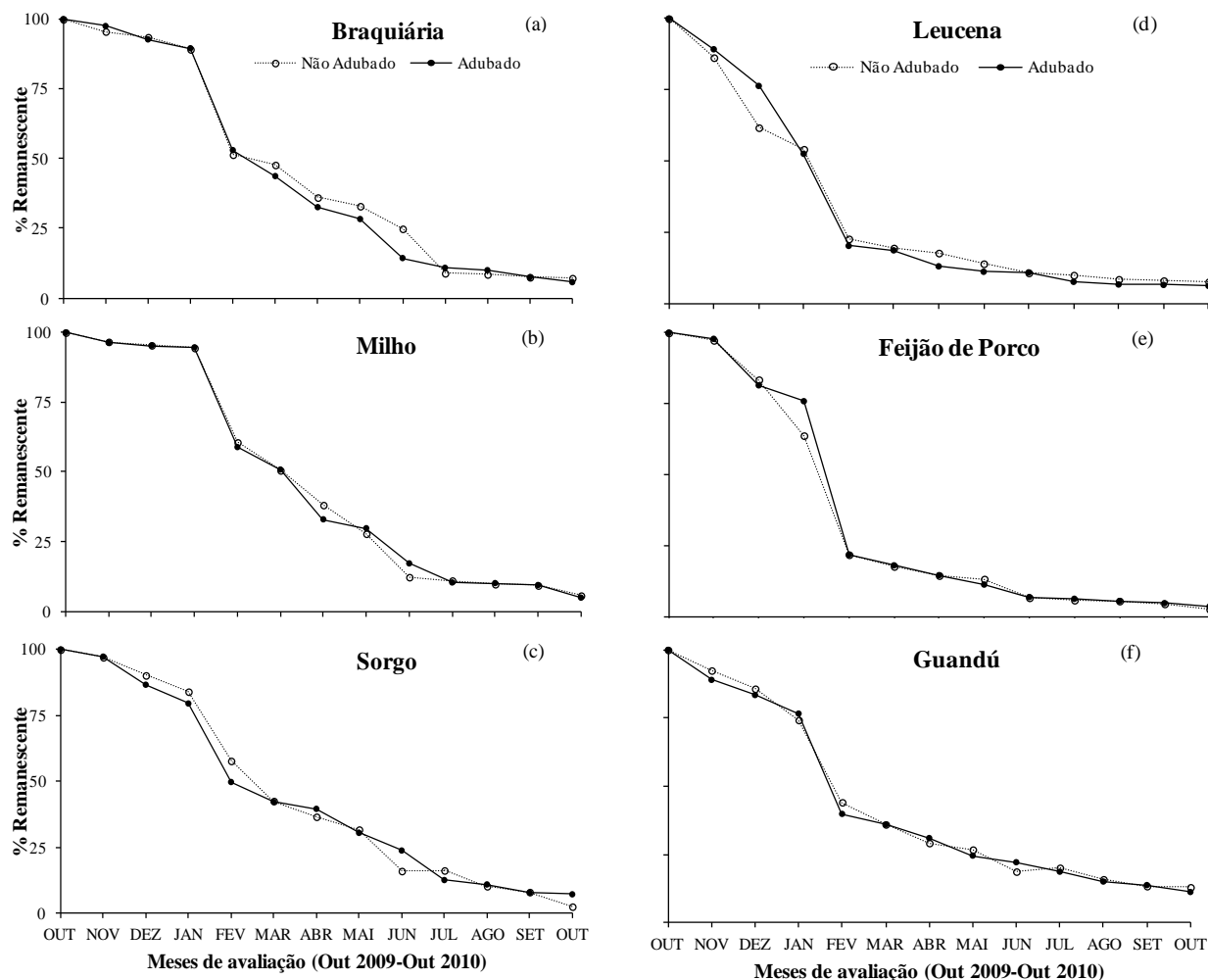
#### 4.1.3. Adubação nitrogenada

A adubação mineral com N não influenciou significativamente as taxas de decomposição dos resíduos das gramíneas e das leguminosas em sacolas de náilon (Figura 7). Isto provavelmente ocorreu em função da pequena quantidade aplicada ( $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ ), e também por haver fitomassa na bordadura entre as sacolas, com acesso facilitado e os organismos a usaram primeiro, junto com o N, para seu metabolismo. Além disso, o N aplicado pode ter afetado o metabolismo de enzimas lignolíticas, diminuindo assim a taxa de decomposição dos resíduos lignificados nos resíduos (Carreiro et al., 2000). Curtin et al. (2009) informaram que as sacolas de náilon não expressam tão bem as taxas de decomposição devido sua malha se tornar uma barreira aos organismos decompositores do solo. Além disso, os microorganismos podem ter usado o N prontamente disponível pela adubação em seu metabolismo, não havendo a necessidade de decompor os resíduos em busca do N existente na estrutura da serrapilheira (Ågren et al., 2001). Estes resultados diferem de Nunes et al. (2010), que obtiveram diferenças significativas, com maior taxa de decomposição nos tratamentos com a aplicação de  $30 \text{ kg ha}^{-1}$  de N. Entretanto, nesse experimento, os autores não usaram fitomassa de bordadura na parcela, entre as sacolas.

Outro fator que provavelmente influenciou no processo de decomposição dos resíduos foram as altas temperaturas no momento da aplicação do N, com uma irrigação correspondente a 10 mm de solução, contribuindo para provável volatilização do elemento. Duarte et al. (2007) informaram que o teor de umidade do solo é um fator importante na hidrólise, pois a adição de água promove aumento da difusão da uréia e,



conseqüentemente, maior contato com a urease no solo e, quanto mais rápida a hidrólise, maior o potencial de perda de amônia. Segundo os autores, as maiores perdas ocorrem até 48 horas após aplicação.



**Figura 7-** Decomposição de resíduos de culturas depositados em sacolas de náilon na superfície do solo na presença e ausência de adubação nitrogenada. a) braquiária, b) milho, c) sorgo, d) leucena, e) feijão de porco e, f) guandú.

#### 4.1.4. Decomposição de resíduos de gramíneas e leguminosas

As equações de regressão estão bem ajustadas à decomposição dos resíduos em função do tempo (Tabela 4), com  $R^2$  sempre acima de 93% e significância a 1% de probabilidade para todos os resíduos de culturas testados. Nunes et al. (2010) também encontraram  $R^2$  acima de 90% do ajuste da curva de regressão ao avaliar diferentes resíduos para decomposição em sacolas de náilon dispostas na superfície do solo na microrregião de Guarabira-PB.

Com a constante de decomposição, pode-se calcular o tempo de meia-vida ( $T^{1/2}$ ) das coberturas de solo, podendo-se observar que metade dos resíduos vegetais proveniente do guandu foi o que demorou mais tempo, mesmo com baixa relação C/N. Este resultado concorda com pesquisa realizada no cerrado por Torres e Pereira (2008), onde a crotalária foi a cobertura com o segundo maior valor  $T^{1/2}$ , mesmo apresentando uma das menores relações C/N. A elevada relação Lignina/N e teor elevado de celulose provavelmente contribuíram para esse resultado.

Entretanto, ao observar a Figura 7, a decomposição começou a acelerar após o mês de janeiro, 90 dias após o início do experimento. De acordo com Torres e Pereira (2008), a taxa de decomposição dos resíduos vegetais foi fortemente influenciada pela baixa precipitação pluvial ocorrida. Dentre todas as gramíneas, a brachiária foi a que apresentou maior  $T^{1/2}$ , o que pode ser explicado pelo seu maior conteúdo de matéria seca e celulose.

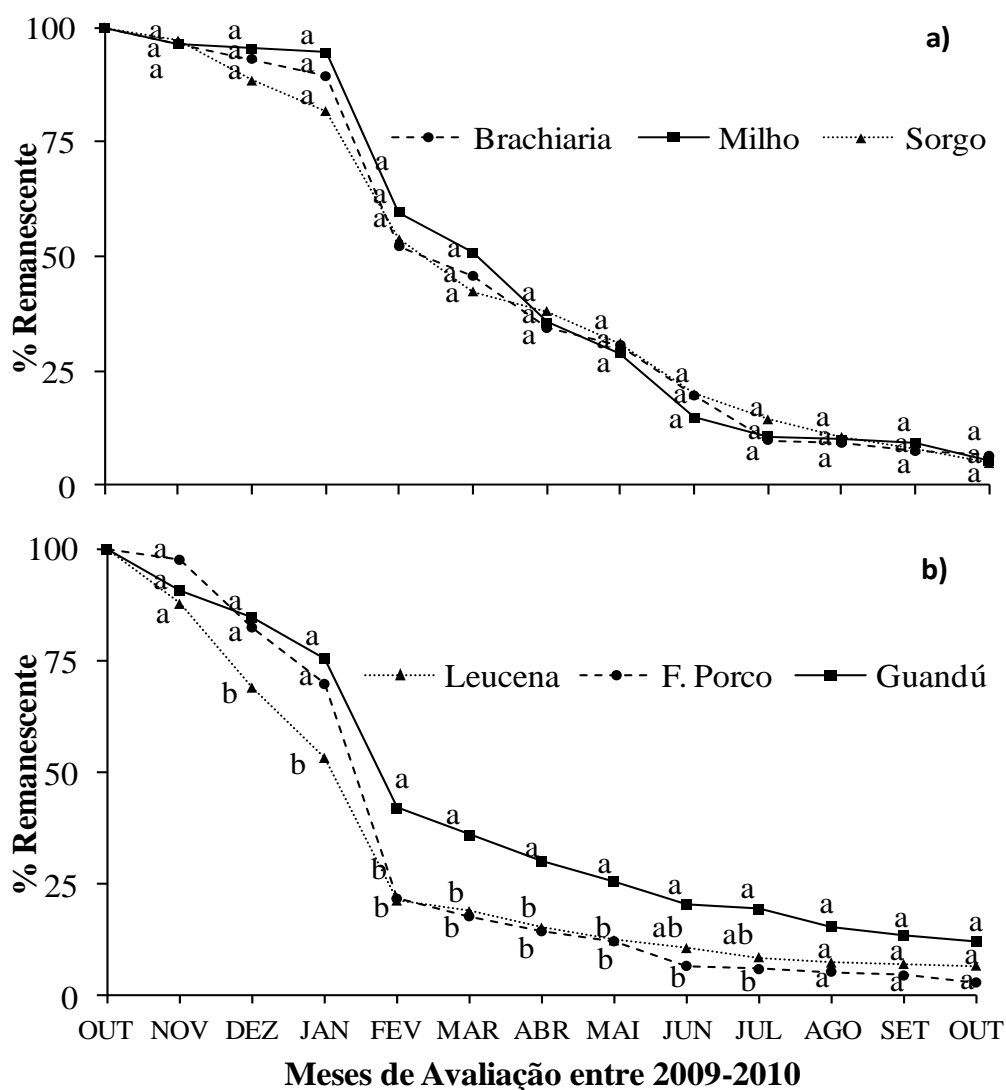
Embora as leguminosas guandu e leucena apresentem a maior  $T^{1/2}$ , elas se decompõem mais rápido que as gramíneas nos primeiros meses de avaliação em vista das maiores quantidades de N, relação C/N e Lignina/N, entretanto, nos últimos 120 dias do período experimental, não havia diferenças na taxa de decomposição dos resíduos de gramíneas e leguminosas (Figuras 9, 10 e 11).

No Nordeste brasileiro, a decomposição de resíduos em superfície ocorre gradualmente e de maneira muito rápida, principalmente quando ocorrem precipitações, necessitando de grandes quantidades de palhada para manter uma boa cobertura do solo por maior tempo, melhorando a condução do sistema de semeadura direta, para a manifestação dos benefícios à cultura implantada (Nunes et al., 2010; Silva et al., 2011).

**Tabela 4-** Equações de regressão para decomposição (Y) no tempo (X), e tempo de meia vida ( $T^{1/2}$ ) dos resíduos de culturas de gramíneas e leguminosas depositados em sacolas de náilon na superfície do solo.

Resíduo	Equação	$T^{1/2}$ (dias)	$T^{1/2}$ (meses)	$R^2$
<b>Brachiária</b>	$Y=144,55e^{-0,009x}$	92	3,1	0,96**
<b>Milho</b>	$Y=150,59e^{-0,009x}$	87	2,9	0,95**
<b>Sorgo</b>	$Y=143,59e^{-0,009x}$	84	2,8	0,97**
<b>Feijão de Porco</b>	$Y=113,59e^{-0,01x}$	72	2,4	0,96**
<b>Guandú</b>	$Y=105,68e^{-0,006x}$	120	4,0	0,97**
<b>Leucena</b>	$Y=87,718e^{-0,008x}$	94	3,1	0,93**

Quando aplicado os testes de média percebe-se que não existem diferenças significativas entre as gramíneas em nenhum dos meses avaliados (Figura 8). Entretanto, para as leguminosas, ocorrem diferenças significativas na taxa de decomposição, entre os meses de dezembro de 2009 a julho de 2010, sendo o guandú o mais resistente a decomposição. Klieman et al. (2006) e Torres e Pereira (2008), notaram que o guandú tem a característica de ser mais resistente a decomposição em relação a outras leguminosas, embora apresente baixa relação C/N. A decomposição dos resíduos das culturas é uma variável importante na ciclagem de nutrientes em semeadura direta (Klieman et al., 2006).



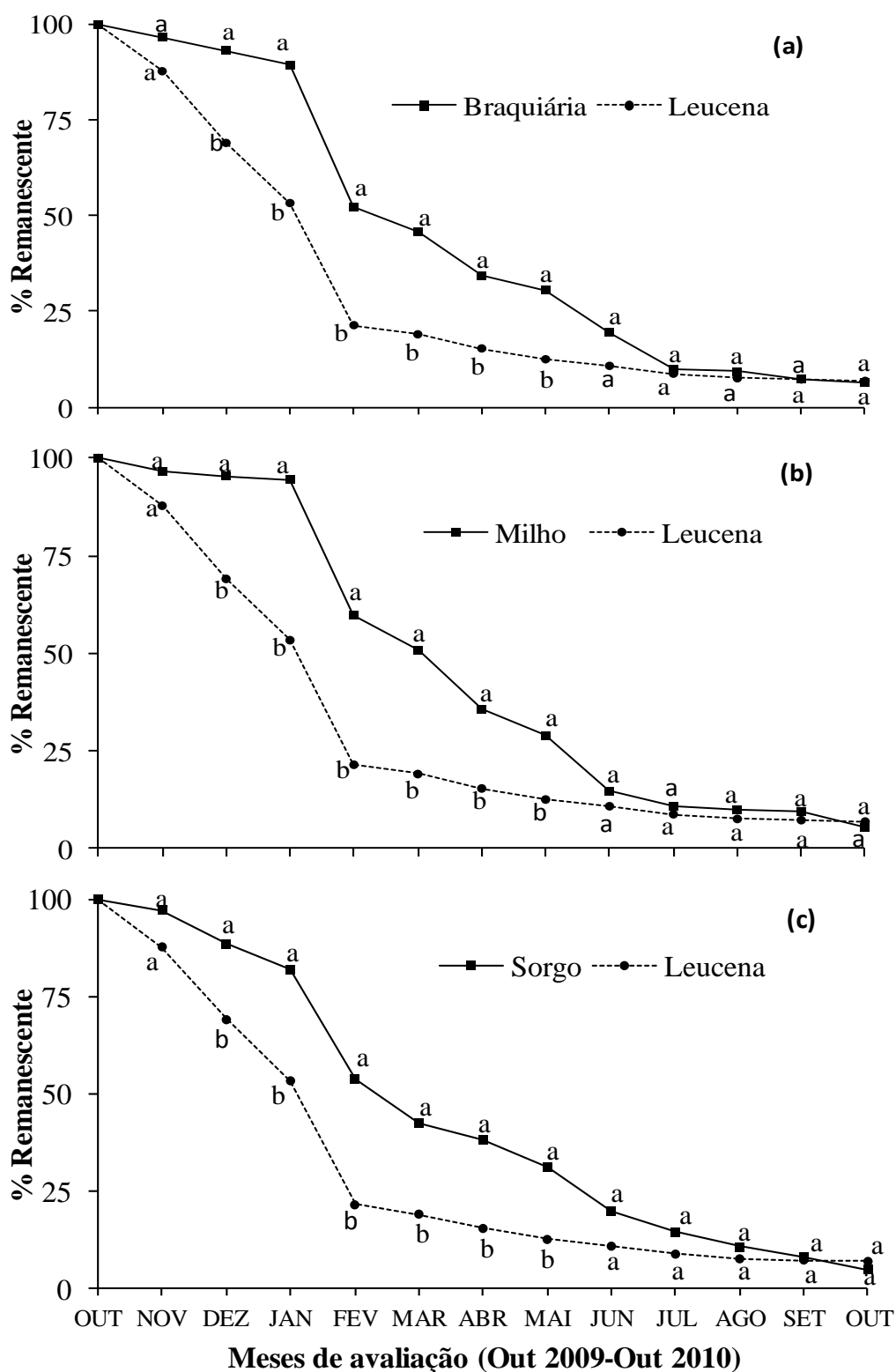
**Figura 8-** Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. a) Gramíneas e b) Leguminosas. (Letras iguais minúsculas no mesmo mês não difere estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

A decomposição dos resíduos, nos primeiros três meses é lenta, o que difere da maioria das pesquisas, com taxa de decomposição inicial elevada, devido ao período em que o material está mais lábil para os organismos do solo (Fernandes et al., 2006; Klieman et al., 2006; Torres e Pereira, 2008; Paula et al., 2009). Entretanto, devido a ausência de chuvas nos primeiros meses, os organismos do solo não tiveram umidade disponível para acelerar o processo de decomposição (de outubro a dezembro foram precipitados apenas 53 mm), que só veio a se acelerar após janeiro de 2010, onde precipitou mais de 120 mm de chuva. Klieman et al. (2006) perceberam maior decomposição na estação chuvosa e Sanches et al. (2009) e Cianciaruso et al. (2006) observaram que o retorno da precipitação aumenta a biodiversidade, aumentando a velocidade de decomposição.

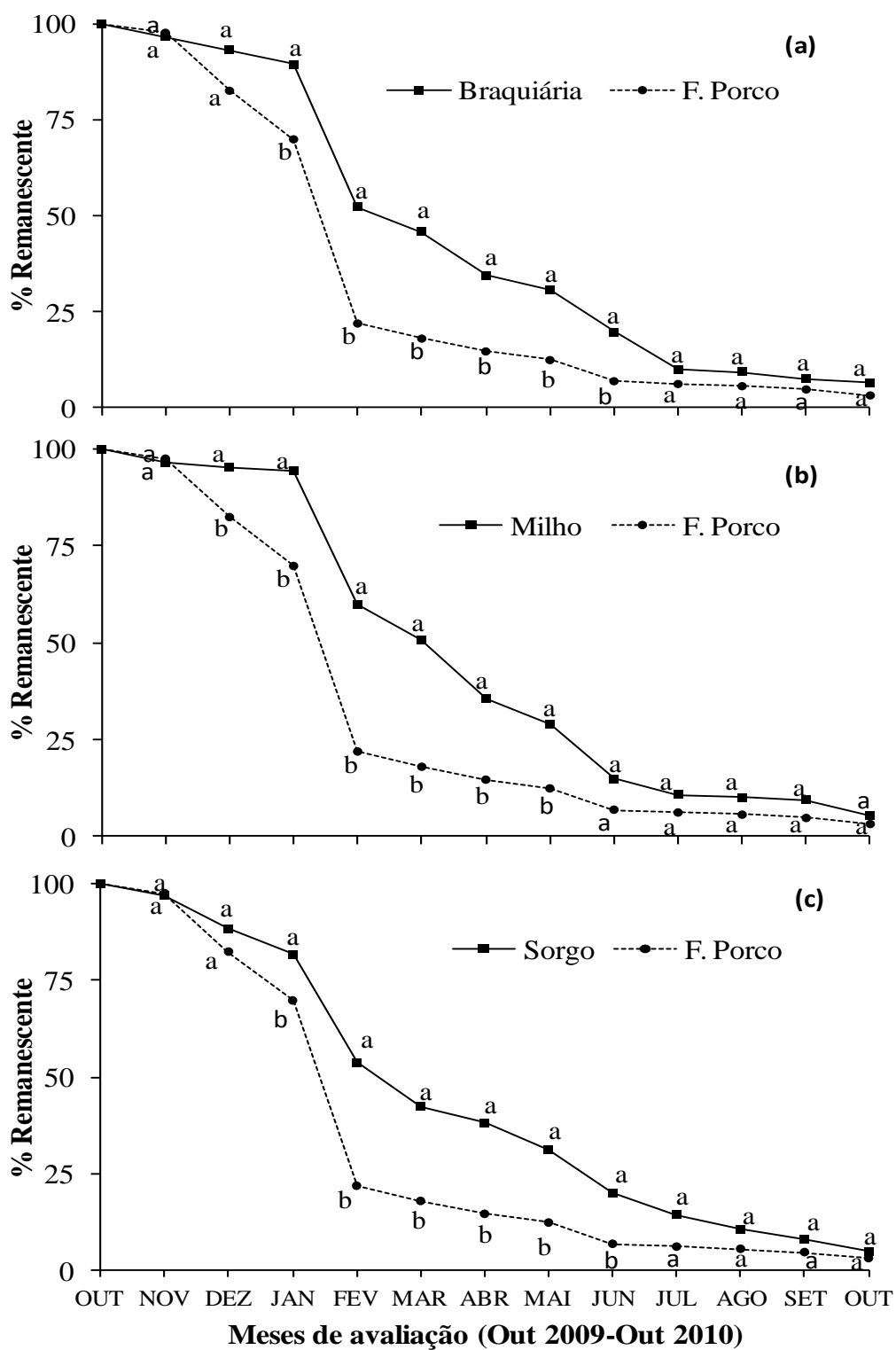
Nas Figuras 9, 10 e 11, a braquiária, o milho e o sorgo são comparados com a leucena, o feijão de porco e o guandu, respectivamente. De modo geral, as gramíneas apresentam, durante os primeiros meses de avaliação, taxa de decomposição mais lenta que as leguminosas, sendo essa diferença muitas vezes significativa. Isto ocorre devido às características químicas de cada grupo de plantas, entre elas, o teor de N, a relação C/N e Lignina/N (Tabelas 2 e 3). Entretanto, ao final dos últimos meses avaliados, todas as plantas se equivalem. Mas, na estação chuvosa, onde ocorrem os processos erosivos mais intensos, as gramíneas promovem maior permanência dos resíduos sobre a superfície, protegendo melhor o solo.

Na Figura 9, todas as gramíneas apresentam taxa de decomposição mais lenta e significativa entre os meses de dezembro de 2009 a maio de 2010 em relação à leucena. Com relação ao feijão de porco (Figura 10), essa diferença com a braquiária e o sorgo ocorre entre os meses de janeiro a junho de 2010 e com o milho, de dezembro de 2009 a maio de 2010. Já com relação ao guandu (Figura 11), essa diferença ocorre com a braquiária e o sorgo no mês de janeiro e fevereiro de 2010, respectivamente e com o milho, entre os meses de janeiro a março de 2010. Esses resultados indicam que o milho, dentre as gramíneas testadas devido à menor quantidade de proteína, N e S, e maior teor de C e relação C/N, é o que apresenta resíduo mais resistente. Dentre as leguminosas, o guandu apresenta a menor quantidade de proteína, N e umidade e maiores quantidades de C, relação C/N e Lignina/N. A leucena parece ser a leguminosa cujo resíduo se decompõe mais rapidamente, constituindo numa característica negativa a sua utilização como planta de cobertura do solo na região estudada devido às baixas relações C/N e Lignina/N e ao elevado teor de N e P (Tabelas 2 e 3). Por outro lado, a associação de resíduos de milho e de guandu poderá ser uma alternativa para produção de resíduos de cobertura e fornecimento de N ao sistema, de forma simultânea.

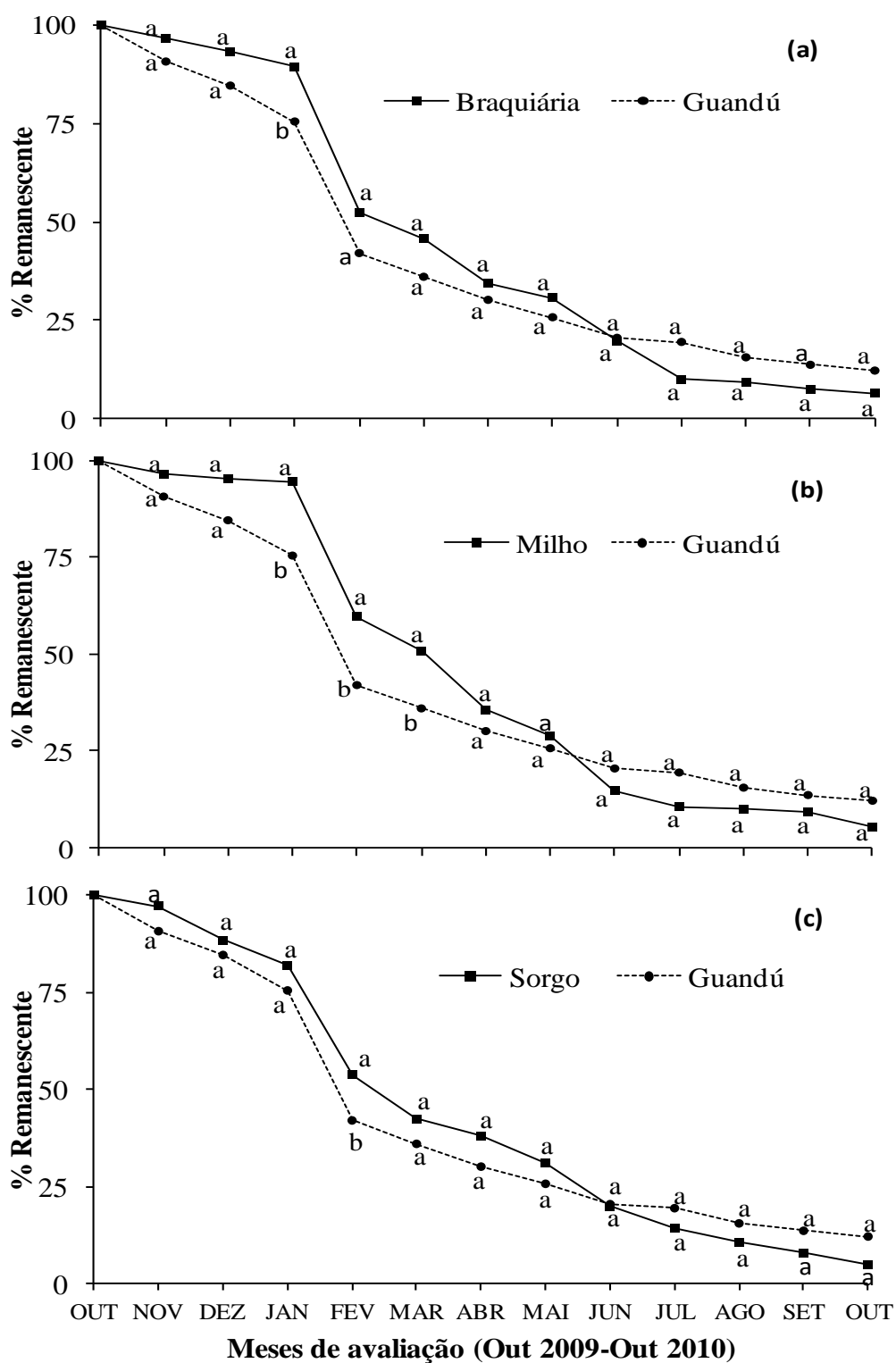
Como os resíduos da leucena e do feijão de porco apresentam maior taxa de decomposição, estatisticamente significativa, durante 6 meses no ano em relação às gramíneas, o solo ficará menos protegido devido a menor quantidade de resíduos na superfície do solo. Por outro lado, o guandu apresenta-se no máximo 3 meses com quantidade de resíduos inferior às gramíneas, indicando maior resistência à decomposição, mantendo dessa forma, uma maior quantidade de resíduos na superfície. Além disso, a inclusão de uma leguminosa, como o guandu, aumentará o fornecimento de N ao sistema de manejo e consequentemente, aumentará a produtividade da cultura principal (Bayer e Mielniczuk, 1997; Amado et al., 2001). Como os resíduos protegem o solo até o início do próximo plantio, quanto mais resíduos permanecer sobre a superfície, melhor será a proteção contra a erosão. O milho apresentava no mês de março, início do plantio das culturas, na exploração agrícola local, 50,7% de resíduos, enquanto a braquiária e o sorgo apresentavam 45,8% e 42,4%, respectivamente, embora não apresentasse diferenças estatísticas. O guandu apresentava 36% dos resíduos na superfície e a leucena e o feijão de porco apresentavam 19% e 17,9%, respectivamente. Assim, o milho e o guandu apresentam-se como boas alternativas para implantação da semeadura direta na região, como sistema de cultivo.



**Figura 9**– Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e leucena, (b) milho e leucena e (c) sorgo e leucena. (Letras iguais minúsculas no mesmo mês não difere estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).



**Figura 10-** Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e feijão de porco, (b) milho e feijão de porco e (c) sorgo e feijão de porco. (Letras iguais minúsculas no mesmo mês não difere estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).



**Figura 11-** Decomposição de resíduos de culturas em sacolas de náilon depositadas na superfície do solo. (a) brachiaria e guandu, (b) milho e guandu e (c) sorgo e guandu. (Letras iguais minúsculas no mesmo mês não difere estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).



## **4.2. Experimento II**

### **4.2.1. Determinações físicas do solo**

Na Tabela 5, são apresentados os resultados da análise granulométrica e a classificação textural para as áreas sob mata, sob sabiá e sob pasto. Os teores de argila na área sob mata são maiores em relação à área sob sabiá, que por sua vez é maior que na área sob pasto. Os teores de areia, por sua vez, são maiores na área sob pasto e menores na área sob mata. Segundo Souza (2010), a erosão nas áreas com elevada declividade, como às estudadas, promovem a perda de solo, principalmente de argila, o que resultou em diferenças na classificação textural. A área sob mata foi classificada como Argilosa, a área sob sabiá como Franco Argilo Arenosa e a área sob pasto como Franco Arenosa. Essa diferença nos teores de argila e areia deve-se à menor proteção oferecida ao solo, nas áreas sob pasto e sob sabiá, pois Schaefer et al. (2002) perceberam que no tratamento com menor proteção oferecida ao solo, os teores de argila foram reduzidos e os teores de areia aumentaram. Em todas as áreas, os teores de argila são maiores nas camadas mais profundas do solo, devido sua proximidade do horizonte B e estar menos sujeita à erosão.

Devido à elevada declividade das áreas, com relevo fortemente ondulado (Mata - 30 %, Sabiá - 20 % e Pasto - 25 % de declividade), o processo erosivo é favorecido. O pasto é o que oferece a menor proteção ao solo entre os sistemas estudados, devido ao elevado número de animais, ficando mais propenso ao processo erosivo. Por isso possui menos argila na camada superficial do solo. Como o sabiá foi implantado em área sob pastagem há aproximadamente 7 anos, a diferença não é ainda acentuada. O sabiá e o pasto como cobertura do solo contribuíram para diminuir o teor de argila em 51% e 58%, respectivamente, em comparação com o teor de argila da área sob mata nativa secundária. De acordo com Souza (2010), estes resultados são esperados, uma vez que a mata nativa secundária oferece maior proteção ao solo contra os processos erosivos. Em vista da maior proteção oferecida e maior teor de argila, a mata também apresenta maior grau de flocculação em relação às áreas sob sabiá e sob pasto.

De modo geral, a argila dispersa em água e o grau de flocculação são maiores onde existe maior quantidade de argila, mas, em todas as áreas, a argila dispersa é considerada baixa. Estes resultados são similares aos pesquisados por Souza (2010), onde se avaliou uma área de mata nativa secundária e uma pastagem em área declivosa, num Argissolo Vermelho Amarelo na microrregião do Brejo Paraibano. A argila dispersa em água ou natural foi maior na área sob mata, porém esses valores também foram considerados baixos. Souza (2010) informa que a argila natural é aquela mais propensa ao processo erosivo, mas devido à pequena quantidade, por si só, não oferece grandes riscos ao

processo erosivo do solo. Embora a mata possua maiores teores de argila natural, sua percentagem em relação ao total é menor que nas áreas de sabiá e pasto, sendo 11% na área sob mata, 20,4% na área sob sabiá e 20,7% na área sob pasto.

**Tabela 5**– Análise granulométrica, argila dispersa em água, grau de floculação e classificação textural da camada superficial avaliada para as três áreas experimentais avaliadas.

Área	Prof.	Classificação Textural			Arg.	Grau	Classificação
		Areia	Silte	Argila	Disp.	Floc.	textural*
	- cm -	----- g Kg <sup>-1</sup> -----					
<b>Mata</b>	0-2,5	516	105	379	52	863	Franco Argilosa
	2,5-5	474	116	410	35	915	Argilosa
	5-10	412	107	481	52	891	Argilosa
	10-20	408	155	437	48	890	Argilosa
<b>Média</b>	<b>0-20</b>	<b>452</b>	<b>121</b>	<b>427</b>	<b>47</b>	<b>890</b>	<b>Argilosa</b>
<b>Sabiá</b>	0-2,5	736	95	169	40	763	Franco Arenosa
	2,5-5	672	125	203	44	783	F. Argilo Arenosa
	5-10	629	114	257	35	864	F. Argilo Arenosa
	10-20	674	110	216	53	755	F. Argilo Arenosa
<b>Média</b>	<b>0-20</b>	<b>678</b>	<b>111</b>	<b>211</b>	<b>43</b>	<b>796</b>	<b>F. Arg. Arenosa</b>
<b>Pasto</b>	0-2,5	771	83	146	38	740	Franco Arenosa
	2,5-5	717	113	170	31	818	Franco Arenosa
	5-10	709	100	191	48	749	Franco Arenosa
	10-20	691	99	210	32	848	F. Argilo Arenosa
<b>Média</b>	<b>0-20</b>	<b>722</b>	<b>99</b>	<b>179</b>	<b>37</b>	<b>793</b>	<b>Franco Arenosa</b>

\*Classificação textural conforme Santos et al. (2005).

A agregação do solo funciona como indicativo dos outros atributos físicos do solo. A agregação mais estável é sinônimo de melhores propriedades físicas do solo. Na Tabela 6 pode-se observar que os macroagregados secos são significativamente maiores na área sob mata ( $p < 0,05$ ) em relação às áreas sob sabiá e sob pasto. Six et al. (2000) informam que a formação de macroagregados é maior onde há maior presença de matéria orgânica. Porém, quando os macroagregados secos são submetidos a peneiragem úmida, há uma diminuição aproximada de 24%, 20% e 1,6% para macroagregados das áreas sob sabiá, sob pasto e sob mata, respectivamente.

**Tabela 6-** Macro e microagregados obtidos por peneiragem seca e úmida, em área sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Agregação			
	Seca		Úmida	
	Macro	Micro	Macro	Micro
	----- % -----			
<b>Mata</b>	97,75 a	2,25 b	96,15 a	3,85 c
<b>Sabiá</b>	93,98 b	6,02 a	71,81 c	28,19 a
<b>Pasto</b>	95,15 b	4,85 a	75,84 b	24,16 b
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	95,37 a	4,63 a	83,15 a	16,85 c
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	95,59 a	4,41 a	81,17 bc	18,83 ab
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	95,74 a	4,26 a	81,30 b	18,70 b
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	95,80 a	4,20 a	79,44 c	20,56 a
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	97,94 aA	2,06 aB	96,73 aA	3,27 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	98,10 aA	1,90 aB	96,82 aA	3,18 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	97,74 aA	2,26 aB	96,14 aA	3,86 a C
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	97,21 aA	2,79 aB	94,89 aA	5,11 a C
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	94,29 aB	5,71 aA	77,07 aB	22,93 bA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	93,59 aB	6,41 aA	71,04 bB	28,96 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	94,04 aB	5,96 aA	70,84 b C	29,16 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	93,98 aB	6,02 aA	68,29 b C	31,71 aA
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	93,89 b B	6,11 a A	75,64 aB	24,36 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	95,09 abB	4,91 abA	75,65 aB	24,35 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	95,44 abB	4,56 abA	76,93 aB	23,07 a B
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	96,20 aAB	3,80 a AB	75,15 aB	24,85 a B

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A área sob mata apresenta maior quantidade de macroagregados secos devido, provavelmente, ao maior teor de argila, grau de floclulação (Tabela 5), teor de C e menor teor de Na (Tabela 15), significativamente superior às áreas sob sabiá e sob pasto. A

semelhança entre os macroagregados secos das áreas sob sabiá e sob pasto, com uma pequena diferença da área sob mata ocorre porque a separação via seca não distingue os agregados formados daqueles que, além de formados, já sofreram um processo de estabilização (Silva e Mielniczuk, 1997b). Quando se avaliam os microagregados secos, a área sob mata apresenta menores valores em relação às áreas sob sabiá e sob pasto. Segundo Souza (2010), o pisoteio animal, processos erosivos intensificados e redução do teor de matéria orgânica resultaram no fracionamento das classes de agregados do solo em classes de menor diâmetro. Por isso, os microagregados secos aumentaram 267% e 215% na área sob sabiá e sob pasto, respectivamente, em relação à área sob mata nativa secundária. Por outro lado, Salton et al. (2008) perceberam que os microagregados são menos susceptíveis à mudanças pelas práticas agrícolas de manejo do que os macroagregados.

Em profundidade, os macro e microagregados secos não apresentam diferença significativa, fato também observado por Souza (2010). A semelhança dos agregados secos, sejam eles macro ou microagregados, em profundidade, ocorrem porque nessa separação, o que contabiliza é a formação, não importando se já estão ou não resistentes ao umedecimento (Silva e Mielniczuk, 1997b).

Quando se analisa a interação entre áreas e profundidades, nota-se que os macroagregados secos apresentam valores significativamente maiores na área sob mata em relação à área sob sabiá e sob pasto em todas as profundidades, com exceção à profundidade de 10-20 na área sob pasto, devido, provavelmente, ao elevado grau de compressão pelo pisoteio e empacotamento do solo no pasto, favorecendo a aproximação das partículas (Vezzani e Mielniczuk, 2011).

Apenas na área sob pasto, os macroagregados secos sofrem alterações significativas, onde à medida que aumenta a profundidade, aumenta a agregação. O efeito compressivo do pisoteio animal e de camadas sobrepostas possivelmente aumentam a aproximação das partículas à medida que o solo se aprofunda. Essa consolidação natural é denominada de efeito do empacotamento da estrutura (Vezzani e Mielniczuk, 2011). Também, a maior presença de argila em profundidade deve ter contribuído para aumentar a união das partículas, pois, de acordo com Cunha et al. (2001), Silva et al. (2011) e Vezzani e Mielniczuk (2011) a predominância de silte e areia, na superfície, diminuem a agregação. Santos et al. (2011) perceberam maior percentagem de agregados estáveis em água na menor classe, < 0,25 mm, atribuindo este fato ao elevado teor de areia do solo, o que, segundo os autores, afeta a formação de agregados estáveis de maior tamanho. Já para Salton et al. (2008), a maior agregação em profundidade na área sob pasto se deve ao efeito

permanente do sistema radicular da pastagem no processo de formação dos macroagregados.

Os macroagregados separados por peneiragem úmida (Tabela 6) são significativamente superiores na área sob mata em relação às áreas sob sabiá e sob pasto, o que mostra sua maior estabilidade e resistência aos processos erosivos. Esse resultado pode ser explicado pela maior quantidade de argila, grau de floculação (Tabela 5) e teor de C e menor teor de Na (Tabela 15) na área sob mata, bem como ausência de revolvimento e pisoteio animal nas áreas sob sabiá e sob pasto, respectivamente (Silva e Mielniczuk, 1998; Souza, 2010; Pereira et al., 2011). Six et al. (2000) informam que onde há maior presença de matéria orgânica, existe maior ação de microorganismos, que contribui para a estabilização dos agregados. A área sob pasto apresenta resultados ligeiramente superiores à área sob sabiá, provavelmente devido à maior densidade de raízes na área sob pasto, o que segundo Vezzani e Mielniczuk (2011), adiciona C ao solo e atua fisicamente na formação e estabilização de macroagregados, além da liberação de exsudatos radiculares que também contribuem para formação de agregados (Reinert et al., 2008). Os resultados se invertem para os microagregados úmidos, sendo a área sob sabiá superior às demais. Por ter sido anteriormente área sob pasto e ter sofrido um revolvimento para implantar a cultura do sabiá, a estrutura do solo, provavelmente, foi muito modificada. Para Souza (2010) e Vezzani e Mielniczuk (2011), o pisoteio animal e o revolvimento do solo promovem a quebra mecânica dos agregados e a redução da matéria orgânica, resultando na produção de microagregados.

Os macroagregados úmidos sofrem alteração à medida que se aprofunda no perfil, sendo mais resistentes na profundidade de 0,0-2,5 cm. É nessa camada onde se encontra os maiores teores de matéria orgânica e densidade de raízes e atuação de microorganismos. De acordo com Pereira et al. (2011), a matéria orgânica é um dos fatores responsáveis pela formação e estabilidade dos agregados, enquanto que Vezzani e Mielniczuk (2011) informam que uma alta densidade de raízes adiciona C ao solo e atua fisicamente na formação e na estabilidade de macroagregados. Reinert et al. (2008) acrescentam que, além dos fatores já mencionados, a liberação de exsudatos radiculares também contribuem para formação de agregados, principalmente na camada superficial e Six et al. (2000) observaram que a produção de derivados microbianos atuam como agente de ligação entre os agregados. Os resultados se invertem quando se observa os microagregados, onde a profundidade com menor teor de C e de raízes apresenta os maiores valores de microagregados, fato devido à desestabilização de agregados maiores nessa camada (Silva Mielniczuk, 1997b).

Quando se analisa a interação entre áreas e profundidades, nota-se que os macroagregados por separação úmida são significativamente maiores na área sob mata, seguida pela área sob pasto. A área sob sabiá apresenta o menor valor devido, provavelmente, à menor densidade de raiz e a maior concentração de Na no solo (Tabela 9 e 15). O valor bem mais alto de raízes na área sob mata deve-se, além da maior presença de argila e grau de floculação, à maior presença de C, menor presença de Na (Tabela 15), ausência de revolvimento e de pisoteio animal. A macroagregação na área sob pasto supera àquela sob sabiá, pois apresenta uma maior densidade de raízes.

De acordo com Souza et al. (2010) o aumento da agregação do solo em área de pastejo ocorre principalmente pelo desenvolvimento do seu sistema radicular. Petean et al. (2010) também observaram que o crescimento de um sistema radicular agressivo favoreceu a estruturação do solo com potencial para reversão da compactação causada pelo pisoteio animal. Avaliando o efeito em profundidade, observa-se que a camada superficial (0,0-2,5 cm) apresenta maior estabilidade em água para todas as áreas, sendo significativo apenas para o sabiá. Esse fato pode ser explicado pela diminuição nos teores de matéria orgânica e de densidade de raízes à medida que aumenta a profundidade nessa área. A menor estabilidade foi verificada na camada mais profunda (10,0-20,0 cm). Esse comportamento deve-se a menores teores de C e de densidade de raízes existentes nessa camada, que contribuem para diminuir a estabilidade dos agregados em água (Silva e Mielniczuk, 1997a; Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

À medida que os macroagregados ( $> 0,25$  mm) perdem estabilidade, eles se desfazem em microagregados ( $< 0,25$  mm). A diminuição de C, raízes e argila, o pisoteio animal e o revolvimento do solo são os principais motivos desse comportamento, que ocorrem em maior grau nas áreas sob sabiá e sob pasto (Silva e Mielniczuk, 1997a,b; Souza, 2010; Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011).

O diâmetro médio ponderado de agregados secos (DMPAs) e úmidos (DMPAu) e da relação (DMPAu/DMPAs) são sempre maiores na área sob mata (Tabela 7). Esta maior estabilidade dos agregados ocorre pela presença de maiores teores de argila e de C e menor teor de Na, e pelo bom desenvolvimento do sistema radicular, bem como pela ausência de revolvimento e de pisoteio animal nessa área, apresentando relação bem próxima da unidade (0,888). Segundo Silva e Mielniczuk (1998), quanto mais próximo de 1,0, maior a estabilidade dos agregados em água. Muitos pesquisadores têm informado que maiores teores de matéria orgânica, de argila e de raízes resultam em maiores valores de diâmetro médio ponderado de agregados (Silva e Mielniczuk, 1997a; Pereira et al., 2011; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Por outro lado, Costa Junior et al. (2011) não encontraram diferenças

na agregação entre a vegetação nativa e a pastagem, apesar da vegetação nativa possuir maiores teores de C no solo.

O solo da área sob sabiá apresenta relação de 0,492 e o sob pasto de 0,550, demonstrando valores da estabilidade de agregados bem mais distantes da unidade. Essa diminuição ocorreu, provavelmente, pela diminuição nos teores de C e de argila (Silva e Mielniczuk, 1997b; Portugal et al., 2010). Além disso, o aumento de Na do solo na área de sabiá e pasto contribui para o aumento da dispersão das partículas da fração argila em água, diminuindo a agregação do solo (Bamberg et al., 2009), pois, de acordo com Albuquerque et al. (2002), o sódio dispersa a argila, pois é um elemento monovalente e com grande raio hidratado, dificultando a agregação. Pignataro Netto et al. (2009) observaram menor diâmetro de agregados na pastagem em relação à vegetação nativa. A redução pode ter ocorrido devido ao pisoteio animal, pela influência da pouca cobertura do solo e menor teor de C e de argila. Esse resultado, segundo Portugal et al. (2010), é indesejável, visto que a estrutura tem grande influência nos ciclos de C e de nutrientes, na capacidade de receber, estocar e transmitir água, na difusão de gases, na penetração de raízes e na capacidade de resistir à erosão, que são fatores determinantes para o crescimento das plantas.

A maior relação DMPAu/DMPAs da área sob pasto comparada à área sob sabiá deve-se a um bom desenvolvimento das raízes da pastagem, que não ocorre na mesma intensidade no sabiá, bem como a um maior teor de Na no solo da área sob sabiá. Maiores índices de agregação do solo sob pastagem, segundo algumas pesquisas, deveu-se a ação positiva do sistema radicular (Souza et al., 2010; Petean et al., 2010; Vezzani e Mielniczuk, 2011). Silva e Mielniczuk (1998) concluíram que as gramíneas perenes tiveram efeito positivo na agregação e na estabilidade dos agregados do solo devido à ação das raízes. Costa Junior et al. (2011) não encontraram diferenças na agregação do solo em área sob vegetação nativa e sob pastagem. Informaram que esse resultado deu-se graças, provavelmente, ao desenvolvimento radicular da gramínea. Salton et al. (2008) notaram que o crescimento das raízes aumentam a atividade microbiana e a produção de agentes cimentantes na agregação, além de atuar mecanicamente na formação e na estabilização de agregados e Reinert et al. (2008) complementaram, informando que a ação positiva na agregação também se deve à liberação de exsudatos radiculares. Além disso, sódio além de diminuir o grau de floculação da argila, devido ao seu grande raio hidratado, o que torna os solos mais susceptíveis ao selamento superficial, reduz a infiltração de água e aumenta a erosão hídrica, fatores que dificultam a agregação do solo (Albuquerque et al., 2002).

**Tabela 7-** Diâmetro médio ponderado de agregados obtidos por peneiragem via seca (DMPAs) e úmida (DMPAu) e sua relação (DMPAu/DMPAs) em área sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações		
	DMPAs	DMPAu	Relação DMPAu/DMPAs
	----- mm -----		
<b>Mata</b>	4,238 a	4,124 a	0,888 a
<b>Sabiá</b>	2,909 b	1,415 b	0,492 c
<b>Pasto</b>	2,891 b	1,581 b	0,550 b
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	3,095 c	2,217 b	0,652 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	3,298 b	2,381 a	0,655 a
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	3,424 ab	2,438 a	0,652 a
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	3,568 a	2,458 a	0,615 a
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	3,906 aA	3,833 bA	0,904 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	4,289 aA	4,160 abA	0,888 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	4,318 aA	4,229 a A	0,904 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	4,439 aA	4,275 a A	0,857 aA
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	2,740 aB	1,443 aB	0,529 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	2,787 aB	1,378 aB	0,501 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	3,034 aB	1,403 aB	0,471 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	3,076 aB	1,438 aB	0,467 aB
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	2,638 aB	1,374 aB	0,522 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	2,817 aB	1,605 aB	0,576 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	2,920 aB	1,684 aB	0,580 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	3,189 aB	1,660 aB	0,521 aB

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Quando se avaliam as profundidades, o DMPAs e o DMPAu na camada superficial apresenta os menores valores, consequência, provavelmente, do menor teor de argila nessa camada (Tabela 5). A predominância de silte e areia promovem uma fragilidade natural dos agregados (Cunha et al., 2001; Vezzani e Mielniczuk, 2011),



embora essa tendência não tenha refletido na relação DMPAu/DMPAs. Santos et al. (2011) e Silva et al. (2011) observaram que solos com grandes quantidades de areia apresentam uma fragilidade natural de seus agregados.

Quando se avalia a interação entre as profundidades e sistemas de manejo, observa-se que para o DMPAs, DMPAu e para a relação DMPAu/DMPAs, a área sob pasto e sob sabiá não diferem nem em profundidade, nem entre si, mas, ambas apresentam resultados inferiores significativamente da área sob mata em todas as profundidades. Esta, por sua vez, apresenta diferença em profundidade para a variável DMPAu, sendo a camada superficial inferior às demais. Na tabela 5 pode-se observar que é nessa camada que existem os menores teores de argila e maior conteúdo proporcional de argila dispersa. Vezzani e Mielniczuk (2011), pesquisando a agregação em um Argissolo com textura franco argilo arenosa, observaram que a predominância de silte e areia e a baixa atividade da fração argila, que é característica dos Argissolos, promovem uma fragilidade natural de sua estrutura e Silva e Mielniczuk (1998) mostram o efeito positivo da argila na agregação, concluindo que sua redução contribui para uma menor estabilidade dos agregados.

A substituição da vegetação nativa por atividades agrícolas, como uso com pastagem e com plantio de sabiá, promove a degradação da estrutura do solo. De acordo com Vezzani e Mielniczuk (2011), isto se deve ao revolvimento do solo e a perda significativa de C. O manejo do solo na região do brejo paraibano é preocupante, pois a substituição da vegetação nativa traz perda de C e de solo da área explorada, o que pode, com o passar do tempo, tornar a exploração agropecuária inviável economicamente (Cunha et al., 2001; Santos et al., 2010). Cardoso et al. (2011) informam que a substituição da vegetação nativa por pastagem causa degradação da qualidade física do solo, evidenciada pelo aumento da densidade, resistência à penetração e diminuição da porosidade total.

As densidades do solo e de partículas e a porosidade total são apresentadas na Tabela 8. Referente às áreas, observa-se que a área sob mata apresenta densidade do solo significativamente menor que aquela sob sabiá e sob pasto. Portugal et al. (2008) também observaram que a mata nativa secundária apresentava menor densidade do solo em relação ao plantio de um seringal e de pastagem e Portugal et al. (2010) informaram que a maior densidade nas áreas cultivadas deve-se a ação antrópica, sendo esse resultado mais proeminente na pastagem. Jakelaitis et al. (2008) também observaram menor densidade na área sob mata. Santos et al. (2010) informam que essa menor densidade em área de vegetação nativa se deve ao fato de possuir maior teor de C e diversidade biológica. Além disso, algumas pesquisas têm provado que o pisoteio animal, o pastejo contínuo e os ciclos de umedecimento e secagem promovem o adensamento e a compactação, promovendo

aumentos na sua densidade (Albuquerque et al., 2001; Flores et al., 2007; Portugal et al., 2010; Souza et al., 2010).

**Tabela 8-** Densidade do solo, de partículas e porosidade total de áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações		
	Densidade		Porosidade total
	do solo	de partículas	
	----- kg dm <sup>-3</sup> -----		-- m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> --
<b>Mata</b>	1,16 b	2,63 a	0,56 a
<b>Sabiá</b>	1,40 a	2,63 a	0,47 b
<b>Pasto</b>	1,42 a	2,66 a	0,47 b
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	1,28 b	2,63 b	0,51 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	1,33 a	2,63 b	0,49 b
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	1,35 a	2,65 ab	0,49 b
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	1,35 a	2,66 a	0,49 b
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	1,12 a B	2,60 bA	0,57 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,17 a B	2,63 abA	0,56 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	1,17 a B	2,65 abA	0,56 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	1,18 a B	2,66 aA	0,56 aA
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	1,34 bA	2,62 aA	0,49 a B
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,40 a A	2,62 aA	0,47 ab B
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	1,43 a A	2,63 aA	0,46 b B
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	1,43 a A	2,65 aA	0,46 b B
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	1,38 bA	2,66 aA	0,48 a B
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,42 abA	2,65 aA	0,46 ab B
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	1,45 a A	2,66 aA	0,45 b B
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	1,44 a A	2,67 aA	0,46 ab B

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Em resultado disso, a porosidade total apresenta-se significativamente menor nas áreas sob sabiá e sob pasto em relação à área sob mata. Isso ocorre devido à maior presença de matéria orgânica e à ausência de pisoteio e de revolvimento do solo, bem como a uma melhor agregação na área sob mata, conforme observado na Tabela 5. Portugal et al. (2010) também encontraram maiores valores de porosidade total na área sob mata. Embora os valores de porosidade sejam inferiores nas áreas sob sabiá e sob pasto, com redução de 16% em relação à área sob mata, os resultados não são impeditivos ao desenvolvimento das culturas (Carneiro et al., 2009; Portugal et al., 2010).

Entretanto, não houve mudança significativamente na densidade de partículas entre as áreas, embora o pasto apresente valores um tanto maiores. Santos et al. (2010) encontraram resultados semelhantes para densidade de partículas, ao comparar a área sob vegetação nativa secundária com área sob pastagem. Souza et al. (2004) informam que a densidade de partículas é pouco influenciada pelo preparo do solo, enquanto que Portugal et al. (2010) não encontraram diferenças na densidade de partículas entre os sistemas sob mata nativa, laranja, cana e pastagem na profundidade de 0-20 cm.

Quando se avaliam apenas as profundidades, a camada superficial sobressai sobre as demais em valores de densidade do solo e de porosidade total. Para a densidade de partículas, essa diferença significativa só ocorre em relação à última camada. Por apresentar maiores teores de C, a camada superficial apresenta menor densidade do solo e de partículas e maior porosidade total (Cunha et al., 2001; Pereira et al., 2011). Souza et al. (2004), observaram que, por possuir menor peso específico, a matéria orgânica contribui para diminuir os valores de densidade de partículas. Reinert et al. (2008) informam que além do maior teor de C, a maior densidade de raízes na camada superficial também contribui para uma menor densidade do solo e aumento da sua porosidade, fato também observado no presente estudo (Tabela 9).

Para a interação entre áreas e profundidades, a área sob mata apresenta melhores resultados para todas as profundidades em relação às áreas sob sabiá e sob pasto, apresentando menor densidade do solo e maior porosidade total. A maior presença de matéria orgânica, ausência de pisoteio, revolvimento superficial do solo e uma melhor agregação (Tabela 6), são os prováveis motivos desse resultado. Carneiro et al. (2009), observaram que o solo sob vegetação nativa apresenta menor densidade e maior porosidade total, quando comparado a área sob pastagem, devido principalmente a presença do pisoteio animal. Para a densidade de partículas, entretanto, não ocorrem diferenças significativas entre as áreas. Porém, na área sob mata, a camada superficial é significativamente diferente da última camada. O maior teor de matéria orgânica na

superfície provavelmente contribuiu para diminuir a densidade de partículas, devido à menor densidade do C (Souza et al., 2004).

A área sob mata não apresentou diferenças significativas para a densidade do solo e porosidade total em profundidade. Isto talvez ocorra devido à boa estruturação do solo dessa área em profundidade. Nas áreas sob sabiá e sob pasto, a camada superficial sobressai sobre as demais, apresentando menor densidade do solo e maior porosidade total, provavelmente devido à melhor ação das raízes na área sob pasto e de maior teor de C na área sob sabiá, nessa camada. Entretanto, conforme observado, a mudança da vegetação nativa para sistemas com interferência antrópica resultam em perda da qualidade do solo, fato este também observado por Jaquelaitis et al. (2008) ao avaliar o solo de uma área sob mata em relação à ao de pastagens e de sistemas cultivados em um Argissolo.

De modo geral, a densidade do solo e de partículas e a porosidade total foram melhores na camada superficial. Pereira et al. (2011), estudando vários sistemas de manejo, também observaram menor densidade na camada superficial. A maior presença de matéria orgânica e densidade de raízes provavelmente contribuíram para melhores resultados nessa camada. Pode-se notar também que a substituição da vegetação nativa por pastagem ou outra essência florestal promove aumento na densidade do solo e redução na sua porosidade. Isto se deve ao pisoteio animal que promove destruição da estrutura do solo na área de pasto, principalmente na camada superficial e ao pequeno desenvolvimento do sistema radicular na área sob sabiá (Albuquerque et al., 2001; Flores et al., 2007; Santos et al., 2010).

#### 4.2.2. Determinações do sistema radicular

As determinações da massa e densidade de raízes por camada de solo analisado e de massa total de raízes por hectare podem ser observadas na Tabela 9. A área sob mata e sob pasto apresenta maior desenvolvimento de raízes em relação à área sob sabiá. Isto ocorreu devido ser considerado apenas raízes com, no máximo, 2 mm de diâmetro. Como na área sob mata, há vegetação em diferentes estádios de desenvolvimento, a quantidade de raízes finas foi elevada. Para a área sob pasto, Bavoso et al. (2010) explicaram que o consumo de forragem pelos animais em pastejo estimula o perfilhamento e a rebrota, resultando em maior crescimento e atividade do sistema radicular no solo e Petean et al. (2010) afirmam que as das gramíneas forrageiras apresentam crescimento do sistema radicular fasciculado e agressivo. Na área sob sabiá, por outro lado, não existem plantas que consigam desenvolver abaixo do seu dossel, ficando apenas as raízes grossas de

sustentação e as raízes finas do sabiá que se desenvolvem pouco nas profundidades avaliadas.

**Tabela 9**– Massa e densidade de raízes por camada de solo analisada e de massa total de raízes em áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações		
	Massa*	Massa Total	Densidade
	-- g --	- Mg ha <sup>-1</sup> -	- mg cm <sup>-3</sup> -
<b>Mata</b>	12,68 a	6,34	4,17 a
<b>Sabiá</b>	6,56 b	3,28	1,99 b
<b>Pasto</b>	12,51 a	6,24	4,68 a
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	3,18 a	1,59	6,36 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	2,13 b	1,07	4,26 b
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	2,40 b	1,20	2,41 c
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	2,86 a	1,43	1,43 d
<b>Mata Prof. 0,0-2,5 cm</b>	3,77 ab A	1,89	7,54 a A
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	2,19 cAB	1,10	4,38 b AB
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	2,82 bcA	1,41	2,82 bcA
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	3,90 a A	1,95	1,95 cA
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5 cm</b>	1,40 ab B	0,70	2,80 a B
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	1,17 b B	0,59	2,33 a B
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	1,71 abA	0,86	1,71 aA
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	2,28 a A	1,14	1,14 aA
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5 cm</b>	4,37 a A	2,19	8,74 a A
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	3,04 bA	1,52	6,08 b A
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	2,70 bA	1,35	2,70 cA
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	2,40 bA	1,20	1,20 cA

\*Volumes de solo usado: 500 cm<sup>3</sup> nas profundidades de 0,0-2,5 e 2,5- 5,0 cm, 1000 cm<sup>3</sup> para 5,0-10,0 cm e 2000 cm<sup>3</sup> para 10,0-20,0 cm. Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Ao avaliar o desenvolvimento em profundidade, observa-se à medida que se aprofunda, a densidade de raízes diminui. Isto se deve à diminuição dos teores de matéria orgânica, Ca, Mg, K e P (Tabela 16), bem como ao aumento na densidade do solo (Tabela 8) (Albuquerque e Reinert, 2001). Silva et al. (2010) observaram que a densidade do sistema radicular diminui com o aumento da profundidade do solo. Isto ocorre em face de diminuição nos teores de nutrientes, de porosidade e do aumento da densidade do solo. Costa et al. (2009b) avaliando a densidade das raízes em função do K, perceberam que ambos se concentraram na superfície e ambos diminuíram em profundidade. Reinert et al. (2008) informam que a habilidade das raízes penetrarem no perfil diminui quando a densidade e a resistência do solo aumentam. Carneiro et al. (2009) informam que o valor da densidade do solo não é impeditivo até  $1,27 \text{ kg dm}^{-3}$ . A massa de raízes aumenta em profundidade em razão do volume de solo ser maior ( $1000$  e  $2000 \text{ cm}^3$  para as profundidades de  $5,0$ - $10,0$  e  $10,0$ - $20,0$  cm, respectivamente). Já para as duas primeiras profundidades esse volume é de  $500 \text{ cm}^3$ . Neste caso, a densidade e não a massa de raízes explica melhor o comportamento em profundidade. Costa et al. (2009b) informam que a concentração das raízes na superfície do solo é uma característica negativa, uma vez que a planta pode sofrer estresse hídrico, pois não conseguirá absorver a água em camadas mais profundas, resultando em um menor desenvolvimento da planta.

Ao se avaliar a interação entre sistemas de manejo e profundidade, as áreas sob mata e sob pasto apresentam melhor desenvolvimento radicular na superfície, sendo essa diferença significativa. Embora a área sob sabiá siga essa mesma tendência, a diferença não é significativa. O pasto apresenta, nas duas primeiras profundidades, valores superiores àqueles da área sob sabiá. Para as duas últimas profundidades, não existem diferenças significativas entre os sistemas. Isso indica um desenvolvimento bem agressivo do sistema radicular da área sob pasto (Silva e Mielniczuk, 1998; Carvalho et al., 2010) e sob mata na superfície, diminuindo consideravelmente com o aumento da profundidade. De acordo com Albuquerque e Reinert (2001), a diminuição no desenvolvimento radicular em profundidade, na área sob mata, deve-se à presença do Al, que aumentou em profundidade, com saturação acima de 50% e a diminuição do pH (Tabela 15). Por outro lado, a redução da densidade de raiz na área sob pasto provavelmente ocorreu pelo aumento de densidade que foi acima de  $1,27 \text{ kg dm}^{-3}$ , o que segundo Carneiro et al. (2009), torna-se impeditivo ao desenvolvimento radicular (Tabela 8). Embora na área sob mata e sob sabiá também haja diminuição do enraizamento em profundidade, a diferença é bem menos discrepante.

A análise química do sistema radicular das áreas estudadas é apresentada na Tabela 10. O teor de C é maior nas raízes da área sob mata, provavelmente, devido à

natureza do material. As raízes da área sob sabiá e sob pasto não diferem significativamente quanto ao teor de C. O teor de N é maior nas raízes da área sob sabiá, devido se tratar de uma leguminosa. Moura et al. (2006) informam que os resíduos de sabiá são ricos principalmente em N, com isso, a relação C/N é significativamente menor nas raízes da área sob sabiá, pois estas possuem maior teor de N, fazendo com que a relação diminua. As raízes da área sob pasto, por sua vez, apresentam os menores teores de N, sendo superado significativamente pelas raízes da área sob mata. Os teores de P e K são inferiores nas raízes da área sob mata em relação àquela sob pasto, mas semelhante aos teores nas raízes da área sob sabiá. De maneira geral, os maiores teores de nutrientes seguiram a seguinte ordem:  $N > K > P$ , fato também observado por Moura et al. (2006) ao avaliar dois povoamentos de sabiá e por Vital et al. (2004) analisando uma floresta estacional semidecidual, e Fernandes et al. (2006), observaram que, de modo geral os resíduos de sabiá possuem mais N e P que os resíduos de floresta.

Quando se avaliam os nutrientes das raízes em profundidade, existem diferenças apenas entre a primeira e última camada, para os teores de C e na primeira camada em relação às demais para os teores de N. Para os teores de P e K e a relação C/N, não existem diferenças significativas entre as camadas. Essa homogeneidade talvez ocorra pela redistribuição dos elementos P e K para todo o sistema radicular, enquanto o N talvez seja requerido para as partes mais novas da planta, em crescimento.

Ao avaliar a interação entre áreas e profundidade, percebe-se que os teores de C nas raízes da área sob mata são significativamente superiores aos teores daquelas sob sabiá e sob pasto em praticamente todas as profundidades. Nas raízes da área sob sabiá há diferença estatística significativa em relação às profundidades, sendo as camadas superiores as que apresentam maiores teores de C. Em relação aos teores de N, as raízes de sabiá, na camada de 0,0-2,5 cm apresentam resultados significativamente superiores em relação à área sob mata, e esta em relação à sob pasto. Nas demais profundidades, as raízes do sabiá apresentam teores de N igual aos da área sob mata e ambas superiores aos sob pasto. As raízes de sabiá são as únicas a apresentarem diferença significativa em profundidade, sendo a primeira camada superior às demais. Isto provavelmente acontece devido à decomposição dos resíduos, ricos em N, que ocorre em superfície.

**Tabela 10-** Análise química das raízes em áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações				
	C	N	P	K	C/N
	----- g kg <sup>-1</sup> -----				
<b>Mata</b>	278,54 a	12,91 b	0,38 b	0,73 b	21,79 a
<b>Sabiá</b>	206,86 b	16,57 a	0,76 ab	2,19 ab	12,52 b
<b>Pasto</b>	197,45 b	7,57 c	0,94 a	4,25 a	26,50 a
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	238,35 a	13,61 a	0,79 a	2,26 a	18,75 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	226,20 ab	11,88 b	0,71 a	2,22 a	20,81 a
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	227,54 ab	12,22 b	0,61 a	2,62 a	20,50 a
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	218,37 b	11,69 b	0,68 a	2,46 a	21,01 a
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	284,09 aA	13,18 a B	0,45 aA	0,90 aA	21,90 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	281,75 aA	13,13 aA	0,41 aA	0,51 a B	21,62 aAB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	279,12 aA	12,87 aA	0,38 aA	0,71 a B	21,96 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	269,20 aA	12,48 aA	0,29 aA	0,80 a B	21,69 a B
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	249,64 aA	19,13 a A	0,88 aA	2,19 aA	13,05 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	210,00 b B	15,52 bA	0,78 aA	2,29 aAB	13,77 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	194,45 bcB	16,10 bA	0,54 aA	2,29 aAB	12,08 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	173,36 cB	15,52 bA	0,86 aA	1,99 aAB	11,17 a C
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	181,31 aB	8,52 aC	1,04 aA	3,68 aA	21,32 bAB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	186,86 aB	7,00 aB	0,92 aA	3,88 aA	27,05 a A
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	209,05 aB	7,70 aB	0,91 aA	4,88 aA	27,45 a A
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	212,55 aB	7,06 aB	0,87 aA	4,57 aA	30,18 a A

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Moura et al. (2006) afirmam ser o N o nutriente que se apresenta em maior quantidade, principalmente nas folhas e galhos do sabiá. O teor de P não difere entre as áreas e profundidades. Isso mostra que o P não é um bom indicador da mudança de manejo do solo. Com relação ao K, seus teores são significativamente maiores nas raízes do pasto em relação à mata, nas três últimas profundidades, porém iguais ao sabiá. Como existe



uma rede de raízes na serrapilheira, estas absorvem os nutrientes disponíveis já no momento da mineralização evitando que estes passem para o solo e sejam absorvidos pelas raízes desse ambiente, o que contribui para os menores valores de nutrientes na mata. Moura et al. (2006) afirmam que as diferenças nutricionais na biomassa das plantas variam de elemento para elemento em razão da fertilidade do solo, da necessidade nutricional e da idade da planta. As raízes do pasto, por possuírem menor teor de N, seguido das raízes da mata, são as que apresentam maior relação C/N, significativas em relação ao sabiá.

#### 4.2.3. Deposição e decomposição da serrapilheira

A produção de resíduos nas áreas sob mata e sob sabiá é apresentada na Tabela 11. O mês onde ocorreu maior deposição de serrapilheira na área sob mata foi novembro, seguido de dezembro com média de  $1,209 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ , que são os meses secos, onde em dezembro de 2009 e de outubro a novembro de 2010 choveram juntos apenas 54,6 mm (Figura 12). O período com menor deposição foram maio e junho com média de  $0,385 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ , coincidente com o período de maior precipitação na região, onde de abril a junho de 2010 houve uma pluviosidade de 368,1 mm. A produção total de serrapilheira foi de  $7,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ , sendo a maior deposição no período seco.

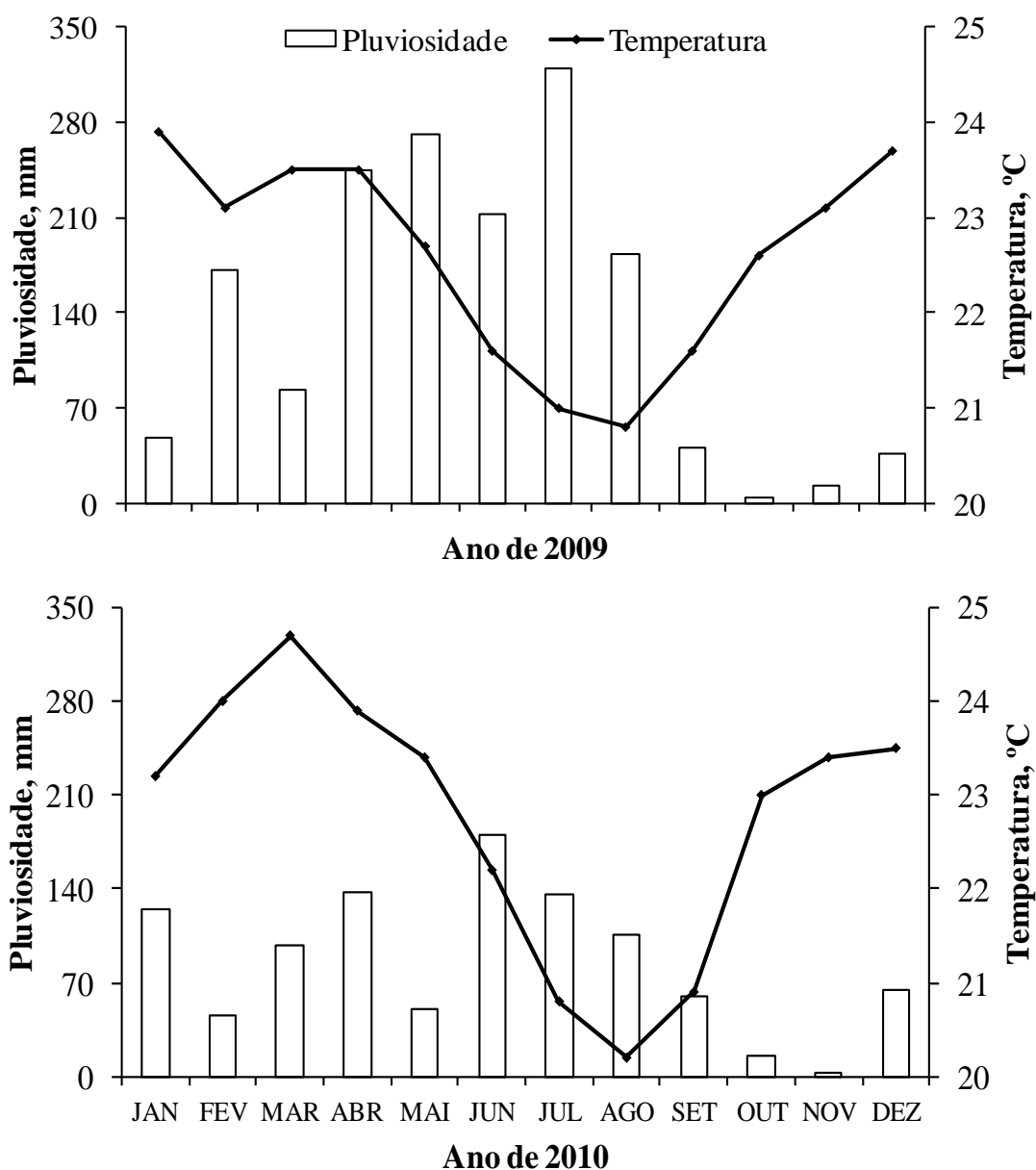
Moreira e Silva (2004), observaram que a deposição média de serrapilheira, em área reflorestada, na estação seca foi de  $0,697 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  e  $0,407 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  na estação úmida. Vital et al. (2004) obtiveram deposição média anual, para uma floresta estacional semidecidual em São Paulo de  $10,646 \text{ Mg ha}^{-1}$ , ocorrendo a maior parte da deposição na estação seca que seria entre agosto e setembro e a menor deposição, no mês de junho. Arato et al. (2003), obtiveram também, em uma floresta estacional semidecidual,  $10,165 \text{ Mg ha}^{-1}$ , sendo a maior produtividade no final da época seca. Sanches et al. (2009) avaliaram a deposição de serrapilheira no Mato Grosso numa transição entre floresta tropical úmida e cerrado, durante os anos de 2002 e 2003, com uma produção anual de folhas de 6,86 e  $4,93 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente, ocorrendo a maior produtividade na estação seca. Moreira e Silva (2004), realizando pesquisa e Argissolo Vermelho-Amarelo, observaram que a maior produção de serrapilheira ocorre na estação seca devido a redução da precipitação acarretar ao ecossistema florestal um estresse hídrico e este por sua vez utiliza a queda de folhas para diminuir seu consumo de água.

**Tabela 11-** Deposição de resíduos da vegetação de mata e de sabiá em coletores durante os meses de dezembro de 2009 a novembro de 2010, no Brejo Paraibano.

Meses Avaliados	Áreas Avaliadas	
	Mata	Sabiá
	----- Mg ha <sup>-1</sup> -----	
<b>Dezembro 2009</b>	0,950    b    A	0,605    bcA
<b>Janeiro 2010</b>	0,729    bcA	0,520    cA
<b>Fevereiro 2010</b>	0,428    cA	0,467    cA
<b>Março 2010</b>	0,463    cA	0,548    cA
<b>Abril 2010</b>	0,701    bcA	0,577    cA
<b>Mai 2010</b>	0,350    c    B	0,945    ab    A
<b>Junho 2010</b>	0,419    c    B	1,192    a    A
<b>Julho 2010</b>	0,670    bcA	0,727    bcA
<b>Agosto 2010</b>	0,732    bcA	0,713    bcA
<b>Setembro 2010</b>	0,536    bcA	0,715    bcA
<b>Outubro 2010</b>	0,534    bcA	0,886    abcA
<b>Novembro 2010</b>	1,468    a    A	1,160    a    A
<b>Média</b>	<b>0,665</b> A	<b>0,754</b> A
<b>Total Geral</b>	<b>7,980</b>	<b>9,055</b>

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Na área sob sabiá, ocorreram dois períodos de elevada deposição de serrapilheira, sendo o primeiro entre maio e junho, com média de 1,069 Mg ha<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, e o segundo de outubro a novembro, com média de 1,023 Mg ha<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, e o período de menor deposição foi entre janeiro e fevereiro com média de 0,494 Mg ha<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>. Aparentemente as plantas de sabiá trocam as suas folhagens e ramos secos duas vezes ao ano, sendo que, no período seco, ela perde todas as folhas, permitindo que a luz atinja a serrapilheira dentro do bosque. A deposição de folhas e galhos velhos ocorre entre setembro e janeiro, com o pico em novembro. Quando o período chuvoso inicia, ocorre a produção intensa de folhas, flores e sementes, que cumpre o ciclo nos meses de abril a julho, com pico de deposição em junho. Fernandes et al. (2006) observaram que a vegetação de sabiá apresentou uma maior deposição de serrapilheira, concentrada em dois períodos, que foram na primavera e no inverno. Observaram também que o plantio de sabiá apresenta a maior deposição de serrapilheira no mês de setembro e a menor no mês de abril.



**Figura 12-** Pluviosidade e temperatura ambiente, nos anos de 2009 e 2010, no município de Areia-PB.

Quando se compara a deposição entre tratamentos, não existe diferença entre as áreas. Porém, nos meses de maio e junho, a área sob sabiá superou os valores da área sob mata, depositando aproximadamente  $1.400 \text{ Mg ha}^{-1}$  a mais de serrapilheira. A deposição média mensal de serrapilheira foi de  $0,665$  e  $0,754 \text{ Mg ha}^{-1}$  e a anual de  $7,980$  e  $9,055 \text{ Mg ha}^{-1}$  para as áreas sob mata e sob sabiá, respectivamente. Fernandes et al. (2006) avaliando a deposição de serrapilheira no Rio de Janeiro, em um plantio de sabiá e floresta secundária espontânea, obtiveram  $9,06 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $7,63 \text{ Mg ha}^{-1}$  por ano, respectivamente.

Vários fatores atuam na deposição de serrapilheira, como: tipo de vegetação, altitude, precipitação, temperatura, relevo, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e características do solo. Dependendo das características do ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (Fernandes et al., 2006). Vital et al., (2004) informam que a ausência de extremos climáticos nos trópicos (períodos prolongados de frio intenso e seca) permite a deposição de serrapilheira durante todo ano.

Na Tabela 12 pode-se observar os resultados da análise química da serrapilheira depositada nos coletores nas áreas sob mata e sob sabiá. Os resíduos da área sob mata possuem teor de C significativamente maior que a área sob sabiá e esses resíduos, apresentam relação C/N significativamente maior, pois possuem menor teor de N nos resíduos da mata. Já para os teores de N, P e K, os teores nos resíduos de sabiá são significativamente maiores. A taxa de acúmulo de carbono no sistema é controlado pela taxa de acúmulo de N, que por sua vez, depende da deposição de nitrogênio atmosférico. A diminuição da deposição de N, pode levar a taxa de sequestro de carbono mais baixa nos solos florestais (Olson et al., 2009). Fernandes et al. (2006) avaliando a qualidade nutricional dos resíduos de sabiá e de mata secundária, observaram que ao teores de nutrientes sazonais analisados na serrapilheira, foram melhores nas áreas de plantio de sabiá. Quanto aos nutrientes, observa-se que os teores de N foram os mais elevados, seguidos do K e do P. Moura et al. (2006), avaliando três áreas com plantio de sabiá, também observaram que a concentração de nutriente na serrapilheira seguiu a mesma ordem, e Vital et al. (2004) também observaram o mesmo comportamento para a área de floresta estacional semidecidual.

As análises foram realizadas nos meses de setembro a novembro, fim do período chuvoso e o início do período seco e assim, analisar possíveis variações. Conforme observado na Tabela 12, essas não foram significativas, mostrando um relativo equilíbrio do sistema na ciclagem de nutrientes, independente se o período é seco ou chuvoso. Esses resultados diferem dos encontrados por Fernandes et al. (2006), que observaram concentrações diferentes para N, P e K nas estações do ano. O teor de K, embora não significativo, apresenta valor bem menor no final do período chuvoso, ou seja, setembro. Vital et al. (2004) também perceberam que os meses com menor concentração de K na serrapilheira foram aqueles em que a precipitação pluvial foi mais alta, ocorrido, provavelmente, porque o K é um íon livre e quando o vacúolo da célula se rompe, os íons de K são liberados e se perdem por lixiviação.

**Tabela 12-** Análise química dos resíduos dos coletores das áreas sob mata e sob sabiá, durante os meses de setembro, outubro e novembro de 2010.

Variáveis	Determinações				
	C	N	P	K	C/N
	----- g kg <sup>-1</sup> -----				
<b>Mata</b>	418,82 a	14,33 b	0,15 b	1,53 b	29,37 a
<b>Sabiá</b>	376,19 b	22,03 a	0,88 a	5,93 a	17,18 b
<b>Setembro 2010</b>	398,20 a	18,84 a	0,51 a	2,69 a	22,86 a
<b>Outubro 2010</b>	397,71 a	18,14 a	0,40 a	4,27 a	22,89 a
<b>Novembro 2010</b>	396,59 a	17,56 a	0,64 a	4,22 a	24,07 a
<b>Mata Setembro</b>	419,95 aA	14,29 aB	0,16 a B	1,60 aB	29,54 aA
<b>Outubro</b>	418,98 aA	14,99 aB	0,19 aA	1,70 aB	28,04 aA
<b>Novembro</b>	417,52 aA	13,71 aB	0,10 a B	1,30 aB	30,52 aA
<b>Sabia Setembro</b>	376,45 aB	23,39 aA	0,86 abA	3,78 aA	16,18 aB
<b>Outubro</b>	376,45 aB	21,29 aA	0,61 bA	6,85 aA	17,74 aB
<b>Novembro</b>	375,67 aB	21,41 aA	1,18 a A	7,15 aA	17,63 aB

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nos respectivos meses, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Ao analisar a interação entre as áreas e os meses avaliados, observa-se de modo geral que o P, na área sob sabiá, é o único elemento que apresenta variação entre os meses de outubro e novembro. Esse aumento na concentração de P no mês de novembro, provavelmente se deu devido à concentração do elemento nos resíduos de sabiá, uma vez que neste mês foram precipitados apenas 2,7 mm. O menor teor de P foi observado na área sob mata, no mês de novembro. Fernandes et al. (2006) observaram que o maior teor de fósforo foi encontrado no plantio de sabiá no inverno e o menor na floresta de sucessão secundária espontânea no verão e outono. Pode-se observar também que os teores de N, P e K são significativamente superiores na área sob sabiá, em todos os meses avaliados, em relação à área sob mata. Fernandes et al. (2006) observaram que o maiores teores de N, P e K foi encontrado no plantio de sabiá do que na floresta secundária espontânea no verão. A área sob mata apresenta menor teor de N e maior de C em todos os meses, resultando numa maior relação C/N em comparação com os resíduos da área sob sabiá. Pulrolnik et al. (2009) observaram que quando a relação C/N é maior que 25, ela é alta, indicando pobreza

química do material e decomposição mais lenta dos resíduos. Segundo os autores, esses resultados contribuem para aumentar os teores de C no solo, principalmente nas camadas mais superficiais.

A manutenção da serrapilheira, na superfície do solo, nas áreas sob mata e sob sabiá, bem como a produção de forragem na área de pasto, podem ser observadas na Tabela 13. De modo geral, a manutenção de serrapilheira é significativamente maior na área sob mata, seguido da área sob sabiá e da produção de forragem pelo pasto. Na mata, os meses de março e abril apresentaram uma média acima de  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Na área sob sabiá o acúmulo é maior nos meses de agosto a outubro, período final das chuvas, com média de aproximadamente  $16 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Na área sob pasto a maior produção de forragem ocorre entre fevereiro e junho, com média de  $0,93 \text{ Mg ha}^{-1}$ , que são os meses que unem maior pluviosidade e calor para o desenvolvimento da braquiária, condições não observadas nos outros períodos do ano. Borém e Ramos (2002) observaram que o acúmulo de serrapilheira é a etapa do retorno da matéria orgânica, dos nutrientes e dos elementos não essenciais da parte aérea das comunidades de plantas para a superfície do solo. Esse retorno depende de diversos fatores ambientais, principalmente o climático.

O maior acúmulo na área de mata provavelmente ocorreu devido à deposição dos meses anteriores (novembro a janeiro) serem elevados, bem como a uma elevada relação C/N do material, que dificultam a sua decomposição (Tabela 12). Borém e Ramos (2002) observaram que estoque total de serrapilheira foi maior no período seco, apresentando um decréscimo no período chuvoso. Este fato deve-se, principalmente, ao aumento na produção de folhas, juntamente com um decréscimo na sua decomposição na estação seca. Sanches et al. (2009) avaliando a massa média de serrapilheira acumulada no solo com um quadro de  $0,25 \text{ m}^2$ , em uma floresta tropical de transição, observaram que o total acumulado variou de  $3,20$  a  $7,91 \text{ t ha}^{-1}$  em 2002 e  $5,72$  a  $9,43 \text{ t ha}^{-1}$  em 2003. Esses valores acumulados são bem inferiores aos encontrados nas áreas sob mata e sob sabiá do presente estudo. Uma elevada taxa de decomposição, no estudo realizado por Sanches et al. (2009), que foi de 28% em apenas 3 meses, provavelmente, foi a causa dos valores de acúmulo mais baixos.

Na área sob sabiá, os meses de maior acúmulo coincidem com o período de maior deposição de serrapilheira, mostrando que o acúmulo depende da imediata deposição nesse ambiente (Tabela 11). Ferreira et al. (2007) observaram que a relação estoque/deposição, indica que a serrapilheira da área sob sabiá tem alta taxa de mineralização, devido ao seu elevado teor de N em sua serrapilheira.

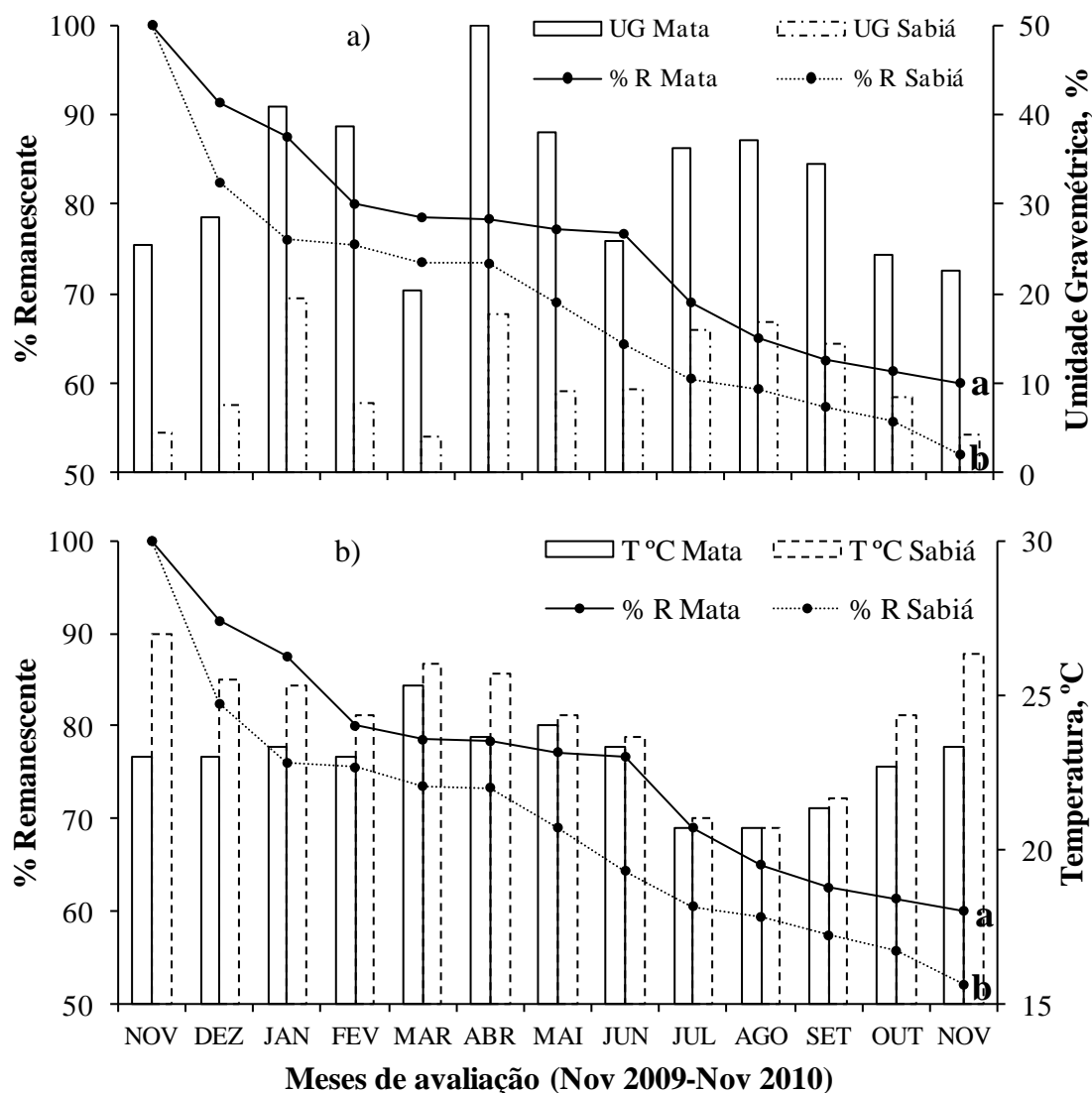
**Tabela 13-** Manutenção da serrapilheira na área sob mata e sob sabiá e produção de forragem na área sob pasto durante os meses de dezembro de 2009 a novembro de 2010.

Meses Avaliados	Áreas Avaliadas					
	Mata		Sabiá		Pasto	
	----- Mg ha <sup>-1</sup> -----					
Dezembro 2009	19,92	abcA	14,76	a A	0,65	aB
Janeiro 2010	20,12	abcA	12,70	abA	0,45	aB
Fevereiro 2010	15,39	cA	11,33	abA	1,01	aB
Março 2010	25,82	a A	13,37	ab B	0,64	a C
Abril 2010	25,01	ab A	11,35	ab B	1,09	a C
Mai 2010	16,68	cA	9,20	abAB	0,78	aB
Junho 2010	18,13	abcA	6,19	b B	1,13	aB
Julho 2010	21,11	abcA	16,23	a A	0,53	aB
Agosto 2010	13,42	cA	17,02	a A	0,65	aB
Setembro 2010	19,39	abcA	13,53	abA	0,68	aB
Outubro 2010	21,22	abcA	17,22	a A	0,51	aB
Novembro 2010	17,28	bcA	13,39	abA	0,67	aB
Média	19,46	A	13,03	B	0,73	C

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A decomposição da serrapilheira, em sacolas de náilon, depositados na superfície do solo nas áreas sob mata e sob sabiá, influenciada pela umidade e temperatura do solo, podem ser observadas na Figura 13 a e b, respectivamente. A umidade gravimétrica do solo foi sempre maior na área sob mata em todos os meses avaliados, com média de 32,5% e na área sob sabiá de 10,7% (Figura 13 a). Isto provavelmente ocorreu devido à maior cobertura vegetal exercida pela mata, pela maior presença de serrapilheira na superfície do solo (Tabela 13) e pelo maior teor de C no solo sob mata (Tabela 15). Siqueira Neto et al. (2011) afirmam que sistemas que mantêm maior quantidade de serrapilheira sobre o solo apresenta maiores teores de umidade. A umidade na mata não foi um fator limitante a ação dos organismos decompositores, em todos os meses do ano, pois seu teor foi sempre acima de 20%. Por outro lado, na área sob sabiá, em alguns meses, a umidade do solo ficou abaixo de 5%, o que provavelmente diminuiu a taxa de decomposição dos resíduos de sabiá, tornando-se um fator limitante para ação dos organismos decompositores. Sanches et

al. (2009) observaram que com o retorno da precipitação, ocorreu aumento na biodiversidade dos organismos decompositores do solo, aumentando a velocidade de decomposição da serrapilheira. A decomposição poderia ter sido mais elevada na área sob sabiá se a umidade do solo nos meses de novembro e dezembro de 2009, fevereiro, março, maio, junho, outubro e novembro de 2010 não fossem tão baixas, com valores menor que 10%.



**Figura 13-** Percentagem remanescente da serrapilheira sob influência da umidade gravimétrica (a) e da temperatura do solo (b) das áreas sob mata e sob sabiá entre os meses de novembro de 2009 a novembro de 2010.

Na Figura 13 b observa-se que a temperatura do solo é sempre maior, em todos os meses avaliados, na área sob sabiá, com média de 24,3 °C. Por manter uma maior quantidade de serrapilheira e umidade do solo, as temperaturas tendem a ser menores na



área de mata, com média de 22,9 °C. A maior proteção vegetal e da serrapilheira na superfície impedem uma maior ação dos raios solares na superfície do solo. As temperaturas mais elevadas na área de sabiá provavelmente aceleraram o processo de decomposição da serrapilheira nas sacolas de náilon, principalmente nos meses mais úmidos. Entretanto, a temperatura não foi fator limitante à ação dos organismos do solo em nenhuma das áreas. Olson et al. (2009) notaram que a temperatura exerce efeito na decomposição da matéria orgânica do solo, sendo que esse efeito é menos importante que a deposição de N.

A decomposição dos resíduos em sacolas de náilon foi significativamente maior na área sob sabiá, com decomposição total, ao final de um ano, de 48%. Na área sob mata, a decomposição total foi de 40%. Esse resultado pode ser melhor entendido ao se considerar a análise química dos resíduos (Tabela 14), principalmente quanto aos teores de N, celulose, lignina, relação C/N e Lignina/N. De acordo com Torres et al. (2007) e Biazzi, et al. (2007), um dos principais fatores que controlam a taxa de decomposição é teor de lignina, que em conjunto com a ação do clima, principalmente temperatura e precipitação, em níveis adequados, influencia a atividade dos organismos decompositores.

**Tabela 14-** Análise da serrapilheira das áreas sob mata e sob sabiá.

Amostra	Proteína	Celulose	N	Lignina	C	Relação C/N	Lignina/N
	----- g kg <sup>-1</sup> -----						
<b>Mata</b>	73,6	334,2	13,06	494,1	352,91	27,0	37,8
<b>Sabiá</b>	127,7	310,3	22,33	418,3	457,84	20,5	18,7

O tempo de decomposição é muito variável e depende muito do clima e da composição química do material. Em uma floresta de sucessão secundária espontânea, Fernandes et al. (2006) observaram que seriam necessários 357 dias para o desaparecimento de metade da serrapilheira de uma floresta secundária. Vital et al. (2004), observaram que eram necessários 150 dias para que ocorresse a decomposição de 50% da serrapilheira e 639 dias para que houvesse o desaparecimento de 95% desse material, em floresta estacional semidecidual. Paula et al. (2009), estudando a decomposição da serrapilheira de mata periodicamente inundada, perceberam que os fragmentos mais resistentes demoravam 247 dias para decompôr a metade, calculado por meio de uma fórmula. Porém, quando realizado em sacolas de náilon, os autores observaram que a decomposição da serrapilheira não ultrapassou os 40% da quantidade inicialmente

condicionada nas sacolas e Arato et al. (2003) observaram que numa floresta estacional semidecidual, para decompor 50% dos resíduos, demoravam 215 dias.

Fernandes et al. (2006) obtiveram dados semelhantes aos do presente estudo, onde a área de plantio de sabiá teve maior perda de massa de serrapilheira que a floresta de sucessão secundária espontânea. Segundo os autores, isto se deve, sobretudo, a melhor qualidade do material aportado das leguminosas presente, com maior conteúdo de nitrogênio na serrapilheira.

Esses resultados mostram que a qualidade química do material é fundamental no processo de decomposição. A serrapilheira do sabiá teve 8% a mais de decomposição devido à maior presença de N ( $22 \text{ g kg}^{-1}$ ), menor presença de C ( $376 \text{ g kg}^{-1}$ ) e menor relação C/N e Lignina/N. Sanches et al. (2009) informaram que a decomposição é influenciada pela fauna do solo e pelas espécies formadoras da serrapilheira e, ainda, que a qualidade da serrapilheira justifica mais as variações na decomposição que as condições ambientais e a quantidade de serrapilheira. Paula et al. (2009), supõe que a decomposição seja mais lenta, sobretudo em razão da qualidade química do material, como estruturas mais resistentes e compostos mais estáveis e de difícil decomposição como lignina e outros compostos fenólicos e as condições de anaerobiose as quais são submetidas essas formações.

Inicialmente, a decomposição da serrapilheira foi rápida, sendo 20% na mata e 24,5% no sabiá nos três primeiros meses, provavelmente devido ao consumo inicial rápido do material mais lábil, bem como a maior entrada de luz na área de sabiá, devido à grande queda de folhas no período. Esse resultado pode ser melhor entendido ao considerar a análise química dos resíduos na Tabela 14, onde existem boas quantidades de proteína e N no material. A rápida decomposição ocorrida nos primeiros meses de avaliação pode ser atribuída, segundo Paula et al. (2009), ao período em que o material estava mais palatável aos organismos do solo, mesmo assim, ao final do experimento os mesmos autores observaram uma baixa taxa de decomposição da serrapilheira. Para Fernandes et al. (2006), no solo, ocorre a rápida decomposição inicial de material lábil e, posteriormente, num processo mais lento, de materiais mais resistentes. Essa velocidade de decomposição diminuiu consideravelmente, durante os nove meses seguintes devido provavelmente, ao impedimento físico das sacolas de náilon, com malha de 4 mm, o que impede a ação de organismos maiores no processo de decomposição, bem como a facilidade de acesso ao material depositado no dia a dia ao solo fora das sacolas.

Para Curtin et al. (2009), a metodologia com sacolas de náilon visa simular a decomposição dos resíduos no solo. Entretanto, a malha pode dificultar a ação dos

organismos do solo (minhocas, formigas e artrópodes), que são importantes trituradores na maioria dos sistemas. Outro fator é que essa metodologia permite apenas um pequeno contato solo-resíduo. Com isso, os autores observaram uma perda de massa da palha durante a pesquisa foi de 66% para o tratamento solo-palha e de apenas 32% para o tratamento com sacolas de náilon, sendo a decomposição no solo 1,7 vezes maior que nas sacolas de náilon.

#### 4.2.4. Determinações químicas do solo

Os teores de C, H+Al, Al e Na e o valor de pH do solo podem ser observados na Tabela 15. Os teores de C na área sob mata são estatisticamente superiores aos das áreas sob sabiá e sob pasto, com valores de 35,07, 16,15 e 12,33 g dm<sup>-3</sup>, respectivamente. De acordo com Alvarez V et al. (1999), os valores de C são classificados como alto para a mata e médio para sabiá e pasto. Esse resultado ocorre em função da preservação e da maior quantidade de serrapilheira na mata, bem como da ausência de revolvimento do solo e de pastejo contínuo nessa área. Para Loss et al. (2006), os maiores teores de C no solo da vegetação nativa é decorrente do maior aporte de resíduos vegetais ao solo. Nesse sentido, Oyonarte et al. (2007) afirmam que mudanças no uso do solo acelera a oxidação do C.

A área sob sabiá já começa a esboçar aumentos nos teores de C na superfície, entretanto, devido ao pouco tempo de implantação (7 anos), ainda não se diferencia da área sob pasto. Entretanto, Gama-Rodrigues et al. (2008) informaram que com o passar do tempo, com maior tempo de cultivo, a área sob sabiá tende a superar os teores de C do solo existentes na área sob pasto. A pastagem, por sua vez, apresenta os menores valores de C, provavelmente devido ao pastejo e ao pisoteio dos animais e ao menor aporte de resíduos entre os sistemas estudados. Para Oyonarte et al. (2007), mudanças no manejo do solo quanto aos teores de C só são percebidas quando são drásticas, e que mudanças mais leves só são percebidas em frações mais lábeis do C. Portugal et al. (2008), estudando o C em diferentes áreas, sob Argissolo Vermelho Amarelo, perceberam que a mata secundária apresentava maiores teores de C em relação à pastagem, com valores intermediários para o pomar de citros e de seringal, e atribuem esses resultados ao manejo dos sistemas. Da mesma forma, Costa Junior et al. (2011) observaram redução de 21% de C na área de pastagem em relação à vegetação nativa na camada de 0-20 cm. Por outro lado, Pulrolnik et al. (2009), estudando a influência da vegetação do cerrado, de eucalipto e de pastagem nos teores de C, não encontraram diferenças significativas na profundidade de 0-20 cm.

**Tabela 15-** Valores de pH e teores de C, H+Al, Al e Na nas áreas sob mata, sabiá e pasto, em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações				
	C	pH	H+Al	Al	Na
	-- g dm <sup>-3</sup> --			----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----	
<b>Mata</b>	35,07 a	4,69 b	10,90 a	1,44 a	0,09 b
<b>Sabiá</b>	16,15 b	5,06 ab	3,62 b	0,27 b	0,21 a
<b>Pasto</b>	12,33 b	5,29 a	2,96 b	0,30 b	0,14 ab
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	26,41 a	5,12 a	6,10 a	0,56 b	0,18 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	23,13 b	5,02 b	6,00 a	0,66 a	0,15 b
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	18,79 c	4,98 b	5,62 a	0,70 a	0,12 c
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	16,39 d	4,93 b	5,60 a	0,75 a	0,11 c
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	43,77 a A	4,79 aA	11,69 a A	1,37 aA	0,10 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	38,29 bA	4,71 aA	11,25 abA	1,43 aA	0,09 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	31,70 cA	4,67 aA	10,64 abA	1,45 aA	0,08 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	26,52 cA	4,57 aA	10,04 bA	1,50 aA	0,07 aB
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	22,09 a B	5,11 aA	3,90 aB	0,15 aB	0,26 a A
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	17,97 abB	5,06 aA	3,88 aB	0,23 aB	0,22 bA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	12,94 bB	5,02 aA	3,14 aB	0,33 aB	0,17 cB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	11,59 bB	5,06 aA	3,55 aB	0,35 aB	0,17 cB
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	13,38 aB	5,46 aA	2,70 aB	0,17 aB	0,19 aAB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	13,14 aB	5,28 aA	2,86 aB	0,30 aB	0,14 bB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	11,75 aB	5,26 aA	3,08 aB	0,32 aB	0,12 bB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	11,06 aB	5,15 aA	3,22 aB	0,40 aB	0,11 bB

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Em relação às profundidades do solo, observa-se um decréscimo significativo dos teores de C à medida que a profundidade aumenta, devido principalmente à presença da serrapilheira na superfície do solo nas áreas sob mata e sob sabiá, bem como ao maior desenvolvimento do sistema radicular na superfície, nas áreas avaliadas (Tabela 9).

Portugal et al. (2008), Loss et al. (2009), Pulrolnik et al. (2009), Costa Junior et al. (2011) também encontraram tendência para maior acúmulo de C em superfície em todas as áreas devido à deposição de resíduos vegetais ocorrerem em superfície.

Ao avaliar a interação entre áreas e profundidades, pode-se notar à medida que a profundidade aumenta, diminuem significativamente os teores de C nas áreas sob mata e sob sabiá devido principalmente ao acúmulo da serrapilheira em superfície, ausência de revolvimento do solo e ao maior desenvolvimento do sistema radicular nas primeiras camadas avaliadas. Esse decréscimo, entre a primeira e última camada, foi de 44% e 47% para as áreas sob mata e sob sabiá, respectivamente. Segundo Portugal et al. (2008) os maiores teores de C ocorrem devido ao maior aporte de resíduos e maior atividade biológica. De acordo com Cardoso et al. (2011), ocorreu redução nos teores de C do solo quando este foi transformado de mata para pastagem, principalmente na camada superficial. Entretanto, na área sob pasto, não ocorre diferença significativa em profundidade, e embora apresente maior desenvolvimento do sistema radicular nas primeiras camadas, a baixa adição de resíduos devido ao pastejo contínuo, foi provavelmente, o fator principal para não haver diferença entre as profundidades amostradas. Esse decréscimo foi de apenas 17% entre a primeira e a última camada. Portugal et al. (2008), também verificaram que a mata secundária apresentava maiores teores de C em relação à pastagem tanto na superfície (0-10 cm), como na camada mais abaixo (10-20 cm). Costa Junior et al. (2011) informam que a diminuição nos estoques de C na pastagem pode ser atribuída à baixa produtividade da gramínea, isto é, a adição insuficiente de resíduos vegetais leva ao declínio nos estoques de C do solo.

Quando se compara as profundidades entre áreas, percebe-se que a área sob mata apresenta maiores teores de C do que as áreas sob sabiá e sob pasto, que não diferem entre si, em todas as profundidades. Os teores de C na superfície variam de muito alto na mata para médio no sabiá e pasto e na camada mais profunda varia de alto na área sob mata para baixo nas áreas sob sabiá e sob pasto (Alvarez V et al., 1999). Pesquisando uma mata nativa secundária e sistemas implantados, Portugal et al. (2008), concluíram que os sistemas agrícolas não foram capazes de recuperar os teores de C encontrados na mata e Costa Junior et al. (2011) perceberam que a perda de C na pastagem foram de  $0,32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em relação à vegetação nativa e que a conversão da vegetação nativa em pastagem mal manejada resultam em perdas de C ou em manutenção dos seus estoques, desde que bem manejadas, enquanto que Oyonarte et al. (2007) informam que a proteção do solo com uma vegetação nativa eleva os teores de C devido a maior produção de resíduos.

Com relação ao pH do solo, observa-se que a área sob pastagem apresenta valor maior que a área sob mata, que apresenta acidez elevada, sendo a área sob sabiá, com valor intermediário e acidez média, semelhante ao pasto (Alvarez V et al., 1999). Maiores valores de pH contribui para redução nos teores de acidez potencial (H+Al) e acidez trocável (Al) que são tóxicos às plantas e reduzem à medida que o pH aumenta (Portugal et al., 2010). Santos et al. (2010), comparando a mata com uma pastagem semi degradada observaram resultados semelhantes, com pH um pouco mais elevado na área sob pastagem. Segundo os autores, valores baixos de pH são indesejáveis porque aumenta a disponibilidade de Al, que é tóxico para as plantas, além de diminuir a disponibilidade de nutrientes.

A mata apresenta maiores teores de H+Al e Al, o que, segundo Portugal et al. (2010), resulta numa maior acidez potencial, graças ao maior teor de matéria orgânica, que libera mais íons H, que pode ocorrer através do favorecimento do processo de nitrificação ( $\text{NH}_4^+ + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H} + \text{H}_2\text{O}$ ). Jakelaitis et al. (2008) encontraram o mesmo comportamento na área sob mata em um Argissolo Vermelho Amarelo, embora os teores de Al tenham sido muito baixos. Carneiro et al. (2009) observaram maiores teores de H+Al e Al na área nativa em relação à pastagem e atribuíram esse fato à presença do uso de corretivos na área de pasto. Cardoso et al. (2011) informam que a matéria orgânica do solo pode se constituir em importante fonte de acidez potencial nos solos tropicais, principalmente nos ambientes com formação e acúmulo de serrapilheira. Santos et al. (2010) também observaram maior teor de H+Al e de Al na mata nativa em relação à pastagem, na microrregião do brejo paraibano. O H+Al e o Al são considerados muito alto e alto, respectivamente, para a mata e médio e baixo, respectivamente, para sabiá e pasto (Alvarez V et al., 1999). Carneiro et al. (2009) comparando o solo de cerrado com o de uma pastagem, observaram comportamento semelhante para pH, H+Al e Al aos do presente estudo, onde o pH na pastagem era maior que no cerrado e o H+Al e Al são maiores na vegetação nativa. Os teores de Na, embora maiores na área de sabiá, de acordo com Ribeiro et al. (1999), são baixos, consequência dos bons valores de precipitação pluvial anual.

Quando se avalia o H+Al, Al e o pH em profundidade, os maiores valores de H+Al ocorrem na superfície, devido principalmente a liberação de íons H onde há maior presença de matéria orgânica (Portugal et al., 2010). O pH também é maior na superfície devido a maior quantidade de bases trocáveis nessa camada. O teor de Al, por sua vez, aumenta com o aumento da profundidade do solo, fato também observado por Portugal et al. (2010), sendo os maiores valores na área de mata. Os teores de sódio diminuem com o

aumento da profundidade. Costa et al. (2009a) observaram que a medida que a profundidade aumentava, o pH diminuía e que os valores eram maiores na área sob pasto do que na área sob mata em todas as profundidades, em um Argissolo Amarelo.

Ao avaliar a interação área x profundidade, o pH não difere entre as áreas, mas o H+Al e o Al são maiores na área sob mata, em todas as profundidades avaliadas. Mas dentro de cada área, apenas na área sob mata, para H+Al, o valor é significativamente menor na última camada, devido ao menor teor de matéria orgânica, ocorrendo uma menor liberação do íon H (Portugal et al., 2010). Para o Na, os valores são menores na área de mata, mas devido aos baixos teores, não causam problemas ao desenvolvimento das plantas nem influencia os atributos físicos do solo (Ribeiro et al., 1999; Souza, 2010).

Os valores de Ca, Mg, K e P disponível nas áreas sob mata, sob sabiá e sob pasto em diferentes profundidades do solo podem ser observados na Tabela 16. De modo geral, os valores de Ca, Mg e P tendem a ser mais elevados na área sob sabiá, e menores na área sob mata, mas não diferem estatisticamente entre si. Segundo Carneiro et al. (2009), isto se deve a natureza distrófica do solo. Jakelaitis et al. (2008) também perceberam a natureza distrófica de um Argissolo Vermelho Amarelo, o que resulta em pobreza nutricional. Cardoso et al. (2011) notaram que as pastagens, quando não adubadas, promovem a perda da qualidade química do solo. Os valores de Ca são considerados muito baixo para a área sob mata, baixo para área sob pasto e médio sob sabiá. Para o Mg e o P disponível, os valores são médios e muito baixos, respectivamente, para todas as áreas (Alvarez V et al., 1999). Estudando o comportamento químico do solo em um Cambissolo, Zaia et al. (2008), perceberam maior acidez e menor nível de fertilidade no solo sob floresta em relação ao agrossistema cacau. Gama-Rodrigues et al. (2008) observaram que a introdução do sabiá diminuem os valores de P disponível no solo.

Por outro lado, os valores de K são significativamente maiores na área sob sabiá em relação à sob mata, mas não difere da área sob pasto. Carneiro et al. (2009) comparando o cerrado com uma pastagem, observaram que os valores de Ca, Mg, K e P disponível foram maiores na pastagem em relação à vegetação nativa. Zaia et al. (2008), por outro lado, observaram em sistemas que mantém elevado teor de C no solo, como as florestas, o P orgânico está mais lábil, por isso os teores de P disponível foram maiores na área sob mata em relação à sob pasto. Para Jakelaitis et al. (2008), os valores de P disponível foram menores na pastagem em relação à mata, mas mesmo assim, os valores são críticos, devido a natureza distrófica do solo estudado, e, embora os valores de K, Ca e Mg sigam o mesmo comportamento do P disponível, seus valores não foram considerados críticos, mesmo que as pastagens recebessem adubação na sua implantação. Os valores de

K são considerados alto, médio e baixo para as áreas sob sabiá, pasto e mata, respectivamente (Alvarez V et al., 1999).

**Tabela 16-** Valores de Ca, Mg, K e P do solo de áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações			
	Ca	Mg	K	P
	----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			-- mg dm <sup>-3</sup> --
<b>Mata</b>	0,38 a	0,50 a	0,07 b	4,11 a
<b>Sabiá</b>	1,57 a	0,88 a	0,21 a	5,19 a
<b>Pasto</b>	0,75 a	0,60 a	0,14 ab	3,18 a
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	1,27 a	0,77 a	0,19 a	5,25 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	0,88 b	0,80 a	0,15 b	4,51 a
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	0,79 b	0,66 a	0,12 c	3,68 b
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	0,66 b	0,42 a	0,11 c	3,21 b
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	0,75 aA	0,75 aA	0,09 aB	5,57 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	0,42 aA	0,65 aA	0,08 aB	4,07 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,20 aA	0,38 aA	0,07 aA	3,61 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,17 aA	0,23 aA	0,06 aA	3,19 aA
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	2,22 aA	0,82 aA	0,28 a A	6,70 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,52 aA	1,10 aA	0,23 b A	6,14 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	1,47 aA	1,02 aA	0,18 cA	4,32 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	1,08 aA	0,60 aA	0,17 cA	3,61 aA
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	0,83 aA	0,75 aA	0,20 a AB	3,49 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	0,72 aA	0,65 aA	0,15 bAB	3,31 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,72 aA	0,58 aA	0,12 bA	3,10 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,72 aA	0,43 aA	0,10 bA	2,82 aA

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.



Para Portugal et al. (2010), os teores de nutrientes mais baixos na área sob mata explicam-se, em parte, pelo fato de que nesse ambiente grande parte dos nutrientes está alocada na vegetação, como também ao fato da pobreza natural desse solo, que apresenta caráter distrófico. As concentrações decresceram na ordem seguinte:  $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{P}$ , independente da área analisada. Portugal et al. (2010) encontraram maiores valores de P disponível e Ca, iguais para o K e menor para o Mg na pastagem em relação à mata nativa secundária. Segundo os autores, a pastagem não alterou os teores de nutrientes em relação à mata, o que compromete a sustentabilidade da produção pecuária. A pobreza no sistema pasto decorre da ausência de corretivos e fertilizantes, além da grande ação exportadora pelo pastoreio do gado, bem como pela maior erosão nesse sistema, que expõe parcialmente o solo.

Ao avaliar os valores dos nutrientes do solo em profundidade, percebe-se que os mesmos diminuem com o aumento da profundidade, não havendo diferença significativa apenas para o Mg. Portugal et al. (2010), observaram comportamento semelhante para esses nutrientes nas áreas de mata nativa, laranjeira, cana-de-açúcar e pastagem, onde as concentrações na superfície foram sempre maiores que a camada mais abaixo. Isto se deve, provavelmente, aos maiores teores de resíduos vegetais, o que favorece a atividade microbiana, na camada superficial.

A interação área x profundidade não apresenta diferenças significativas para Ca, Mg e P disponível. Para o K porém, a área sob mata apresenta resultados inferiores para todas as profundidades em relação às áreas sob sabiá e sob pasto. Os valores também diferem em profundidade nas áreas de sabiá e pasto, com valores maiores na superfície. Porém, Cardoso et al. (2011) informam que na camada superficial é onde ocorrem as maiores perdas de nutrientes, quando a mata é queimada e transformada em pastagem. Santos et al. (2010) informaram que a substituição da vegetação nativa leva ao empobrecimento do solo quanto aos teores de Ca, Mg e K, e que esse processo resulta na perda da capacidade dos ecossistemas se recuperarem após perturbações.

Os valores de soma de bases (SB) é menor na área sob mata e a área sob sabiá com o maior valor, sendo, pela classificação de Alvarez V et al. (1999), baixa na mata e no pasto e média na área sob sabiá, mas os valores não diferem estatisticamente entre si (Tabela 17). Estes resultados ocorrem porque os valores de Ca, Mg e K, que são usados no cálculo da soma de bases, são menores na área sob mata e maiores na área sob sabiá (Tabela 16). A substituição da mata por pastagem leva a degradação química do solo, mas, a substituição da pastagem pelo plantio de sabiá tende a recuperar a fertilidade do solo,

mostrando que o sabiá é uma cultura com potencial para recuperação dos solos na região do Brejo Paraibano.

**Tabela 17-** Soma de Bases, CTC efetiva (t) e potencial (T), Saturação por Bases (V) e Saturação por Alumínio (m) nas áreas sob mata, sabiá e pasto, em diferentes profundidades do solo.

Variáveis	Determinações				
	SB	t	T	V	m
	-- g dm <sup>-3</sup> --	----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			
<b>Mata</b>	1,05 a	2,48 a	11,95 a	8,54 b	60,13 a
<b>Sabiá</b>	2,87 a	3,14 a	6,49 b	42,13 a	11,62 b
<b>Pasto</b>	1,63 a	1,93 a	4,59 b	35,32 a	16,66 b
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	2,41 a	2,97 a	8,51 a	33,73 a	19,46 c
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	1,98 b	2,64 ab	7,98 ab	29,71 a	26,51 b
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	1,70 bc	2,40 bc	7,32 bc	27,81 ab	33,51 a
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	1,30 c	2,05 c	6,90 c	23,40 b	38,40 a
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	1,69 aA	3,06 aA	13,38 a A	12,75 aB	45,28 cA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,23 aA	2,67 aA	12,48 abA	9,93 aB	54,58 bcA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,73 aA	2,18 aA	11,37 bA	6,45 aB	66,51 abA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,52 aA	2,02 aA	10,56 bA	5,05 aB	74,15 a A
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	3,57 a A	3,72 aA	7,48 aB	46,31 aA	5,13 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	3,07 abA	3,30 aA	6,94 aB	42,58 aA	9,29 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	2,83 abA	3,17 aA	5,97 aB	43,88 aA	15,58 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	2,02 bA	2,37 aA	5,57 aB	35,75 aA	16,49 aB
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	1,96 aA	2,13 aA	4,66 aB	42,13 aA	7,96 aB
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	1,65 aA	1,95 aA	4,51 aB	36,61 aAB	15,65 aB
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	1,54 aA	1,86 aA	4,62 aB	33,11 aAB	18,45 aB
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	1,36 aA	1,76 aA	4,58 aB	29,41 aAB	24,57 aB

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Portugal et al. (2010), pesquisando vários sistemas em comparação com uma mata secundária em um solo distrófico, perceberam que a SB na área sob mata foi a menor, com  $0,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , mas não diferia estatisticamente da área sob pasto, com valor um pouco maior, diferindo porém, da área de laranjeira e de cana. A diferença deveu-se, segundo os autores, ao uso de corretivos e fertilizantes na área de cana e de laranja. Pulrolnik et al. (2009), encontraram soma de bases menor na vegetação de cerrado e de eucalipto e maior na de pastagem. Por outro lado, Cardoso et al. (2011), estudando a qualidade química de Neossolos, perceberam que a SB foi maior na área de mata semidecídua com  $5,40 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e menor na de pastagem sob pastejo contínuo com  $0,40 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . Segundo os autores, a substituição da mata por pastagem leva o solo à degradação química.

Ao avaliar a SB em profundidade, percebe-se que há diminuição com o aumento da profundidade, esse decréscimo chega a 46% das bases na camada mais profunda. Essa diminuição também ocorre com os nutrientes usados para o cálculo da SB. Esse decréscimo também foram observados por Portugal et al. (2010), que perceberam decréscimo da camada superficial para a mais profunda de 55% e Cardoso et al. (2011) de 30%.

Quando se observa a interação área x profundidade, a SB não diferem entre as áreas, mas difere significativamente em profundidade na área sob sabiá, sendo a SB classificada por Alvarez V et al. (1999) como média em todo o perfil, mas diminuindo entre a primeira e última camada avaliada em 43%. Na área sob mata a redução chega a 69% e na sob pasto 31%. As reduções são maiores onde existe maior quantidade de resíduos na superfície, ou seja, mata, sabiá e pasto, o que mostra a importância da matéria orgânica na SB do solo. Cardoso et al. (2011) afirmam que a matéria orgânica assume papel relevante na ciclagem de nutrientes e Portugal et al. (2010) acrescentam que a manutenção da palhada na superfície melhora a qualidade química do solo.

A CTC expressa a quantidade de cátions que pode ser retida em um determinado solo, indicando assim a sua quantidade de cargas negativas. Parte dessa carga é eletrovalente ou permanente e a outra é covalente ou dependente do pH. A CTC efetiva (t) e potencial (T) são sempre menores na área sob pasto, sendo a CTC(t) maior na área sob sabiá e a CTC (T) na área sob mata. A diferença entre as duas indicam, segundo Portugal et al. (2010), incremento de cargas negativas no solo pela ação da matéria orgânica. E segundo Jakelaitis et al. (2008), os valores maiores de  $\text{H}+\text{Al}$ , observados nos solos sob mata, provavelmente em função dos teores de matéria orgânica, refletiram na maior CTC, a pH 7, nesses sistemas, enquadrando-se na classe muito alta. Assim, em um mesmo solo, as áreas mais ricas em matéria orgânica têm CTC potencial maior em relação a mais pobre

em matéria orgânica. A área sob mata apresenta uma diferença de  $9,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , a área sob sabiá de  $3,35 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e a sob pasto de  $2,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  entre a CTC efetiva e potencial. Portugal et al. (2010) encontraram diferenças entre a CTC efetiva (t) e potencial (T) na área sob mata de  $8,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , na sob laranja de  $6,63 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  e na sob pasto de  $5,48 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . Segundo os autores, a perda de matéria orgânica pela queimada e revolvimento do solo contribuiu para reduzir a diferença nas áreas sob laranja e pasto. Cardoso et al. (2011) observaram que a CTC efetiva foi significativamente reduzida pela conversão da vegetação arbórea em pastagem cultivada, devido ao menor aporte orgânico e a acelerada decomposição na pastagem. A CTC efetiva (t) e a potencial (T), conforme Alvarez V et al. (1999), são consideradas média e alta na área sob mata, média e média na área sob sabiá e baixa e média na área sob pasto, respectivamente. A importância da matéria orgânica em aumentar a quantidade de cargas negativas do solo é indiscutível, principalmente em solos de natureza distrófica (Portugal et al., 2010; Cardoso et al., 2011).

Ao avaliar as diferenças entre a CTC efetiva (t) e a potencial (T) em profundidade, percebe-se à medida que se aprofunda no solo e diminui os teores de C, a diferença entre as CTCs diminuem, passando de  $5,54$  para  $4,85 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , sendo a camada de 0-2,5 cm superior estatisticamente às duas últimas camadas.

Quando se analisa a interação área x profundidade, não existe diferença significativas para a CTC efetiva (t) entre áreas ou profundidade. Mas, para a CTC potencial (T), a área de mata é superior às demais e também apresenta diferença significativa em profundidade. Essa diferença pode ser explicada pela maior concentração da acidez potencial (H+Al) na área sob mata, conforme Tabela 14 e pelo maior teor de C na superfície. De acordo com Portugal et al. (2010), os maiores valores de acidez potencial deveu-se ao íon H, fato explicado pelo maior teor de matéria orgânica, que no final, irá contabilizar uma maior CTC potencial (T). Uma maior acidez potencial na área sob mata nativa também foi observada por Cardoso et al. (2011), sendo dominada principalmente por íons H. Os autores informam que a matéria orgânica do solo pode se constituir em importante fonte de acidez potencial nos solos tropicais.

A saturação por bases (V) e por alumínio (m) são inversamente proporcionais para as áreas estudadas, ou seja, a área sob mata apresenta a menor saturação de bases e a maior saturação por Al e a área sob sabiá a maior saturação de bases e a menor saturação por Al, entretanto, somente a área sob mata diferencia-se estatisticamente e a área sob pasto e sob sabiá apresentam resultados semelhantes. Segundo Portugal et al. (2010), que também encontraram menor valor de saturação de bases na área sob mata, atribuíram esse resultado ao fato da riqueza mineral encontrar-se na vegetação. Pulrolnik et al. (2009) observaram,

em um Latossolo Vermelho-Amarelo, uma saturação por Al no cerrado e num plantio de eucalipto muito superior ao da área sob pastagem. Além disso, como o sabiá é uma leguminosa, seu potencial em ciclar nutrientes é maior entre as vegetações estudadas. De acordo com Alvarez V et al. (1999), os valores para saturação de bases e Al são muito baixa e alta na área sob mata, média e muito baixa na área sob sabiá e baixa e baixa na sob pasto, respectivamente.

Ao se avaliar as profundidades, nota-se à medida que se aprofunda no solo, a saturação de bases diminui e a saturação por Al aumenta. Esse comportamento é explicado, segundo Portugal et al. (2010), pela diminuição dos teores de matéria orgânica, à medida que se aprofunda no solo. A saturação por bases diminui 31% e a saturação por Al aumenta 98%.

Ao se avaliar a interação área x profundidade, observa-se diferença estatística significativa apenas na área de mata, sendo sua saturação de bases inferior às das outras áreas. Portugal et al. (2010) informam que os nutrientes em área sob mata encontram-se na vegetação e não no solo, por isso, a saturação de bases é menor na área sob mata. Também, conforme observado na Tabela 15, os teores de Al são maiores na área sob mata e aumentam em profundidade, aumentando assim, a saturação por Al nessa área.

As quantidades totais de N, P disponível e K nas áreas sob mata, sabiá e pasto podem ser observados na Tabela 18. As quantidades de N não aparecem no ambiente solo por não ter sido determinado na análise de solo. Entretanto, na serrapilheira, as maiores quantidades de N foram encontradas na área sob sabiá, embora apresentasse  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  a menos que a área sob mata (Tabela 12). Esta planta, por ser uma leguminosa, possui grande capacidade de ciclar N do solo e ajudada, possivelmente, pela fixação biológica. Essa capacidade se inverte ao se considerar o total das raízes do solo, onde a área de mata tem valores de N um pouco superior, mas isso ocorre devido à pouca quantidade de raízes produzida na área sob sabiá, que foi  $3 \text{ Mg ha}^{-1}$  a menos que a área sob mata, mas mesmo assim, o acúmulo no sabiá foi superior ao pasto que apresentava  $3 \text{ Mg ha}^{-1}$  a mais de raízes, o que mostra grande concentração de N nas raízes de sabiá (Tabela 10).

Para as quantidades de P disponível, no ambiente solo, a área sob mata apresenta acúmulo superior ao das áreas sob sabiá e sob pasto. Já para a serrapilheira, o sabiá apresenta maior acúmulo, seguido da mata e do pasto. Para as raízes, o pasto apresenta maior acúmulo, seguido do sabiá e da mata. Esse comportamento mostra que cada ambiente tem particularidades notáveis quanto ao acúmulo de nutrientes, o que pode ser explicado pela exigência nutricional de cada sistema. Porém, dentre os sistemas estudados, a mata é o menos exigente e é quem oferece melhor proteção ao solo.

**Tabela 18**– Estimativa das quantidades de N, P e K, nos diferentes ambientes (mata, sabiá e pasto), considerando uma profundidade de 20 cm para o solo, a serrapilheira e as raízes.

Área	Nutriente	Ambiente avaliado			Total
		Solo	Serrapilheira	Raízes	
----- kg ha <sup>-1</sup> -----					
Mata	N	-	278,86	81,85	360,71
	P	258,5	2,92	2,41	263,83
	K	1721,0	29,77	4,63	1.755,40
Sabiá	N	-	287,05	54,34	341,39
	P	145,7	11,47	2,49	159,66
	K	2306,0	77,26	7,18	2.390,44
Pasto	N	-	8,64	47,24	55,88
	P	75,0	0,71	5,87	81,58
	K	1290,0	9,91	26,52	1.326,43

Para o K, o solo apresenta maior quantidade na área sob sabiá, seguido da área sob mata e sob pasto. Provavelmente, além de reciclar N, o sabiá tem elevado potencial para ciclar K, sendo este mesmo comportamento observado na serrapilheira. Nas raízes, o pasto se sobressai sobre o sabiá devido a pequena produção de raízes nesta área, que foi pouco mais de 3 Mg ha<sup>-1</sup>. Santos et al. (2010) verificaram que a substituição da mata nativa por pastagem leva ao empobrecimento de K do solo, além de outros nutrientes e C, e que esse fato delimita a capacidade de recuperação do solo ao ser perturbado.

De modo geral, o acúmulo de N, P e K são sempre menores na área sob pasto, indicando certo grau de degradação das propriedades químicas do solo nesse ambiente. As quantidades de N são, no mínimo, 6 vezes maiores nas áreas sob mata e sob sabiá, o que dificulta a produtividade das pastagens, pois estas são muito exigentes em N. Esse fato indica que a área sob pasto tende a degradação, se o sistema de manejo não for modificado. Santos et al., (2010) concluíram que a substituição da vegetação nativa por pastagem levou a redução na qualidade do solo e Portugal et al. (2010) esclareceram que a pastagem possui o agravante de apresentar baixo aporte vegetal, com consequente menor aporte de nutrientes na biomassa, indicando que no sistema sob pastagem, ocorre constante perda de nutrientes, comprometendo a sustentabilidade do sistema. Essas perdas ocorrem devido ao

pastoreio do gado e da erosão laminar presente na área de pastagem, bem como da ausência do uso de corretivos e de fertilizantes no manejo da mesma.

As quantidades de nutrientes nesse Argissolo Vermelho Amarelo são baixas, principalmente a quantidade de P disponível, indicando a natureza distrófica desse solo. Santos et al. (2010), em trabalho realizado em um Argissolo Vermelho Amarelo na mesma região, verificaram que naturalmente estes solos possuem baixa fertilidade. Assim, segundo Portugal et al. (2010), o mais recomendado ao se instalar um sistema de exploração, seria o uso de adubação e calagem para manter a produtividade em solos distróficos, visto que eles não tem como repor naturalmente esses nutrientes.

#### 4.2.5. Fracionamento da matéria orgânica do solo

Os teores de C nas frações ácidos fúlvicos (FAF), ácidos húmicos (FAH) e huminas (HUM) foram afetados pelo manejo do solo, conforme observado na Tabela 18. Os teores da FAF são semelhantes na área sob mata e sob pasto e superiores aos da área sob sabiá. Esses resultados discordam de Loss et al. (2006), Barreto et al. (2008) e Portugal et al. (2008), que observaram diferenças significativas nos teores da FAF entre a mata secundária e sob a pastagem, com maiores teores na área sob mata. Os teores da FAF foram menores na área sob sabiá, devido ao revolvimento do solo para o plantio das mudas, o que facilitou os processos erosivos na área e a ação dos microorganismos nesta fração da matéria orgânica, facilitando sua oxidação. Schaefer et al., (2002) informaram que a fração fúlvica sofreu maior perda por erosão quando o solo se encontrou desprotegido, devido ser a fração fúlvica a mais solúvel entre as substâncias húmicas. Embora Ebeling et al. (2011a) informem que o revolvimento do solo pode acelerar as perdas de C, até mesmo de frações mais estáveis, segundo Schaefer et al., (2002), as maiores perdas ocorrem preferencialmente em formas mais solúveis e reativas da matéria orgânica. De acordo com Xavier et al. (2004) a FAF é a que possui maior labilidade e maior utilização pela biomassa microbiana do solo. Isto ocorre porque os teores de C são menores e os de N maiores na FAF (Dobbss et al., 2009). Estes resultados mostram a conservação da FAF na área sob pastagem e uma perda considerável na área sob sabiá.

Ao analisar os teores da FAF em profundidade, percebe-se que não ocorrem diferenças significativas em seus teores à medida que se aprofunda no solo, apesar de os teores de C serem maiores na superfície (Tabela 15). De acordo com Xavier et al. (2004), por possuir maior mobilidade, a FAF é a que possui maior lixiviação no perfil do solo, isto ocorre porque essa fração é a única solúvel em pH ácido. A serrapilheira na superfície favorece a formação da FAF que, durante a ressíntese da matéria orgânica migram para o

perfil do solo. Portugal et al. (2008), observaram diferenças significativas entre as áreas nos teores da FAF na profundidade 0-10 cm, mas não diferiram na de 10-20 cm, o que mostra concentração dessa fração na camada mais abaixo. Loss et al. (2006) perceberam acúmulo da FAF em profundidade, especialmente na pastagem e na cana-de-açúcar, o que mostra a labilidade e a facilidade de lixiviação dessa fração.

Ao observar a interação área x profundidade, nota-se que a FAF só sofre alteração entre as áreas na profundidade 0-2,5 cm, sendo inferior estatisticamente na área sob sabiá. Este resultado ocorreu devido ao processo erosivo manifestado por ocasião da implantação e plantio de mudas na área, pois a FAF possui maior labilidade e mobilidade no solo (Xavier et al., 2004). Barreto et al. (2008) observaram a migração da FAF para camadas mais profundas do solo. Para Dobbss et al. (2009), devido a elevada presença de oxigênio e elevada acidez, a FAF é mais solúvel em qualquer faixa de pH. Portugal et al. (2008), observaram diferenças significativas nos teores da FAF em diferentes profundidades.

A FAF apresenta menores valores em relação às outras frações, na área sob mata e sob sabiá em todas as profundidades. Ebeling et al. (2011b), encontraram resultados semelhantes da FAF, e informam que a maior parte da MOS encontra-se mais transformada, com predomínio das frações mais recalcitrantes (FAH e HUM) em função da maior presença de grupamentos aromáticos e de anéis benzênicos, maior grau de polimerização e menor susceptibilidade ao ataque microbiano. No pasto, a FAF é maior que a FAH, o que facilita a ação dos organismos no processo de decomposição.

A FAH é estatisticamente maior na área de mata e sabiá e inferior na área de pasto. Isto ocorre porque a FAH só é solúvel em pH alcalino, possui maior teor de C, menor teor de N e O e menor hidrofilicidade (Xavier et al., 2004; Dobbss et al., 2009), fazendo com que os teores dessa fração acompanhem os teores de matéria orgânica no solo, que são maiores na mata e no sabiá. Além desses fatores, como nas áreas de mata e sabiá não ocorrem perturbações no solo, os processos de humificação da matéria orgânica ocorrem mais intensamente, favorecendo as rotas de formação das substâncias húmicas. Portugal et al. (2008), também observaram diferenças significativas nos teores da FAH entre a mata e a pastagem, mas semelhantes entre a mata, o seringal e o pomar de citros. Loss et al. (2006) também encontraram maiores teores da FAH na área de floresta secundária, em relação à área de pastagem e que a pastagem propicia perda de C nessa fração, por possui menores teores da fração mais recalcitrante do C. Entretanto, Barreto et al. (2008) não observaram diferenças entre a mata e a pastagem, devido o pasto prover elevado aporte de C ao solo, quando bem manejado.



**Tabela 19-** Fracionamento da matéria orgânica nas frações ácido fúlvico (FAF), húmico (FAH), humina (HUM), relação ácido húmico/ácido fúlvico (FAH/FAF) e estrato alcalino/ humina (EA/HUM) das áreas sob mata, sabiá e pasto em diferentes profundidades do solo.

Tratamentos	Determinações				
	FAF	FAH	HUM	FAH/FAF	EA/HUM
	----- g kg <sup>-1</sup> -----				
<b>Mata</b>	0,55 a	2,48 a	6,75 a	4,98 a	0,47 a
<b>Sabiá</b>	0,36 b	1,94 a	2,34 b	5,47 a	1,18 b
<b>Pasto</b>	0,54 a	0,53 b	1,40 b	1,00 b	0,98 ab
<b>Prof. 0,0-2,5 cm</b>	0,54 a	2,00 a	4,79 a	4,17 a	0,58 a
<b>Prof. 2,5-5,0 cm</b>	0,51 a	1,71 b	3,69 b	3,45 a	0,70 a
<b>Prof. 5,0-10,0 cm</b>	0,45 a	1,49 c	3,24 b	3,60 a	0,81 a
<b>Prof. 10,0-20,0 cm</b>	0,44 a	1,39 c	2,26 c	4,04 a	1,42 b
<b>Mata Prof. 0,0-2,5</b>	0,68 aA	3,00 a A	8,61 a A	4,47 aAB	0,43 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	0,57 aA	2,78 a A	6,96 b A	4,97 aA	0,49 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,54 aA	2,14 bA	6,52 b A	4,06 aA	0,44 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,42 aA	1,98 bA	4,89 cA	6,41 aA	0,52 a B
<b>Sabiá Prof. 0,0-2,5</b>	0,35 a B	2,43 a A	3,48 a B	7,10 aA	0,81 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	0,41 aA	1,89 bA	2,59 abB	4,58 aA	0,96 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,32 aA	1,77 bA	2,05 abB	5,53 aA	1,04 aA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,35 aA	1,66 bA	1,24 bB	4,69 aAB	1,93 aA
<b>Pasto Prof. 0,0-2,5</b>	0,59 aAB	0,57 aB	2,29 a B	0,95 a B	0,50 aA
<b>Prof. 2,5-5,0</b>	0,55 aA	0,45 aB	1,51 abB	0,81 aA	0,65 aA
<b>Prof. 5,0-10,0</b>	0,48 aA	0,56 aB	1,15 abB	1,21 aA	0,94 abA
<b>Prof. 10,0-20,0</b>	0,56 aA	0,53 aB	0,65 bB	1,01 a B	1,82 bA

Letras iguais minúsculas na coluna e maiúsculas entre as áreas, nas respectivas profundidades, não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Ao avaliar as profundidades, percebe-se que os maiores teores da FAH ocorrem na superfície e vão diminuindo conforme o aumento da profundidade. Além de possuir

menor mobilidade que a FAF, a FAH está intimamente associada aos teores de C do solo, que são maiores na superfície (Xavier et al., 2004; Portugal et al., 2008). Loss et al. (2006) observaram que os teores da FAH diminuem em profundidade em todas as coberturas analisadas e tipos de solo.

Ao observar a interação área x profundidade, a FAH sofre alteração entre as áreas, sendo inferior estatisticamente na área sob pasto, devido ao menor teor de C observado nesta área, em todas as profundidades (Tabela 15). Observa-se uma diminuição significativa em profundidade nas áreas sob mata e sob sabia, sendo esta diferença, também significativa, para os teores de C, o que não ocorre para a área sob pasto. Esses resultados mostram a grande interação existente entre a FAH e os teores de C no solo. Loss et al. (2006) e Portugal et al. (2008) observaram diferenças significativas nos teores da FAH em profundidade entre a mata e a pastagem e esses valores diminuíram com o aumento da profundidade do solo.

Os teores da fração HUM são significativamente maiores na área sob mata e semelhantes na área sob sabiá e sob pasto. Xavier et al. (2004) informam que a fração HUM é a que apresenta maior grau de estabilidade do C do solo. Como a área sob pasto é constantemente perturbada pelo pisoteio e pastoreio, e como a área sob sabiá foi implantado há pouco tempo, é natural possuir menores teores de C na fração mais estável no solo. Portugal et al. (2008) observaram diferenças significativas nos teores da HUM entre a área sob mata e sob pastagem. A fração HUM não apresenta labilidade, ou seja, ela é inerte no solo, assim, é de se esperar que não sofra lixiviação e seus teores se concentrem onde há maior teor de C no solo. Por isso, os teores de HUM tenderam a diminuir com o aumento da profundidade do solo. Por ser a fração menos reativa no solo, os seus teores foram os maiores em relação a FAF e FAH (Xavier et al., 2004). Xavier et al. (2004) e Loss et al. (2006) informaram que esse comportamento indica maior resistência da HUM à decomposição devido à ligação mais estável com a fração mineral do solo, o que aumenta sua resistência à biodegradação.

Ao se avaliar em profundidade, a HUM tem comportamento semelhante a FAH, ou seja, onde existem maiores teores de matéria orgânica, existem maiores teores de HUM. Isto ocorre porque a HUM não apresenta mobilidade no solo (Xavier et al., 2004). Loss et al. (2006) e Portugal et al. (2008) encontraram diferenças significativas nos teores da HUM em profundidade, sendo os maiores valores na superfície, devido aos maiores teores de C na camada superficial.

Ao observar a interação área x profundidade, a HUM sofre alteração entre as áreas, sendo superior estatisticamente na área sob mata, devido ao maior teor de C

observado nesta área em todas as profundidades (Tabela 15). Também se observa uma diminuição em profundidade nas áreas, sendo esta diferença significativa mais proeminente na área sob mata. Esses resultados mostram também, a grande interação existente entre a HUM e os teores de C no solo.

Os maiores teores da FAF, FAH e HUM foram encontrados na área sob mata. A área de sabiá apresentaram valores intermediários da FAH e HUM e menores da FAF. Esses resultados indicam que a área sob sabiá está aos poucos recuperando os teores de C, ao passo que a área sob pasto, com baixo aporte de resíduos, está reduzindo os teores de C no solo. De acordo com Dobbss et al. (2009), as características das substâncias húmicas dependem, além dos fatores de formação do solo, da sua intensa modificação por atividades antropogênicas. Entretanto, entre as frações estudadas, os maiores teores são da fração HUM, em todas as áreas e profundidades. Estes resultados estão de acordo com as pesquisas realizadas nos trópicos, que se caracterizam pela concentração dessa fração (Xavier et al., 2004; Portugal et al., 2008; Pulrolnik et al., 2009; Ebeling et al., 2011a).

A relação FAH/FAF foi maior nas áreas sob sabiá e sob mata e inferior na área sob pasto. Segundo Xavier et al. (2004) e Ebeling et al. (2011a), relações maiores que a unidade indicam polimerização da matéria orgânica, ou seja, quando maior que 1,0, maior será sua estabilidade, indicando a transformação da FAF em FAH. Além disso, os teores da FAF nas áreas foram muito baixos, o que contribuiu para os valores elevados da relação. Portugal et al. (2008) observaram que a área sob mata secundária e o seringal apresentaram maior relação da FAH/FAF que a área sob pastagem. Informam ainda que teores elevados da relação contribuem para preservar o C no solo.

A relação FAH/FAF não apresenta diferenças significativas com o aumento da profundidade do solo. Isto ocorre, segundo Xavier et al. (2004), porque a FAF tende a migrar no perfil do solo, com uma distribuição bem equilibrada. Mesmo assim, os resultados indicam, em todas as profundidades, grau de polimerização ou estabilidade bem elevado. Esses resultados discordam de Portugal et al. (2008), que encontraram diferenças significativas na relação alcalina FAH/FAF, com menores valores na subsuperfície do solo.

Ao analisar a interação área x profundidade, A relação FAH/FAF tende a ser maior na área sob sabiá, devido aos menores teores da FAF, ou também ao elevado teor de N na serrapilheira dessa área (Tabela 14) que favorece a polimerização de compostos orgânicos como a FAH, mas não difere da área sob mata. Mas ambas, são bem maiores que a da área sob pasto. As diferenças significativas, porém, ocorrem entre as áreas sob sabiá e sob pasto na profundidade 0-2,5 cm e entre as áreas sob mata e sob pasto na última camada avaliada (10-20 cm). Dentre as áreas, observa-se que apenas na área sob pasto, nas duas

primeiras profundidades, a relação FAH/FAF é menor que a unidade, ou seja, o C presente nesta área, nas profundidades de 0-2,5 e 2,5-5 cm, está muito sujeita a ação da erosão, microorganismos e lixiviação (Xavier et al., 2004). Para Portugal et al. (2008) quando os valores da relação alcalina FAH/FAF é baixa, indica que a qualidade da matéria orgânica do solo está piorando.

A relação extrato alcalino fúlvico e húmico/humina (EA/HUM) é maior na área sob sabiá em relação àquela sob mata, com valor intermediário na área sob pasto. Xavier et al. (2004) observaram menor grau de polimerização na área sob pasto em relação à sob mata, o que indica a formação de compostos orgânicos menos estáveis no pasto, ou seja, quando essa relação é menor do que 1,0, ocorre polimerização, que é a transformação de cadeias orgânicas mais simples em complexas. Neste caso, a área sob mata é que apresenta o C mais estável, com relação EA/HUM bem inferior às áreas sob pasto e sob sabiá. Estes resultados indicam transformação mais intensa do C, resultando em maior síntese da fração HUM, na área sob mata e menor na área sob sabiá.

Ao avaliar essas transformações em profundidade, percebe-se que a relação EA/HUM vai aumentando à medida que se aprofunda no solo. Isto ocorre devido à considerável diminuição dos valores de HUM em profundidade, que não é tão acentuada nas FAF e FAH. Segundo Portugal et al. (2008), esses resultados indicam que a polimerização é prejudicada em profundidade.

Na interação área x profundidade, observa-se que a área sob mata apresenta os menores valores da relação EA/HUM em todas as profundidades, sendo essa diferença significativa apenas para a profundidade 10-20 cm. Esses resultados mostram que o grau de humificação é maior na área sob mata. Na área sob pasto, ocorre diferença significativa apenas na última profundidade, sendo superior às duas primeiras. Isto se deve à drástica redução nos teores de HUM nessa camada avaliada, enquanto os teores da FAF e FAH não apresentaram reduções, aumentando o valor da relação.

Na Tabela 20 pode-se observar a quantidade de C existente nas áreas sob mata, sabiá e pasto por hectare. A área sob mata, atualmente, tem aproximadamente 76 Mg de C ha<sup>-1</sup>, contidos principalmente no sistema solo, seguido da serrapilheira, na produção anual (coletor) e em menor quantidade, nas raízes. Akselsson et al. (2005) observaram que cerca de 80% do C armazenado atualmente é encontrado no solo mineral. As principais fontes de C no solo mineral é a serrapilheira orgânica e o sistema radicular. Na área sob sabiá, esse valor é pouco mais de 37,0 Mg de C ha<sup>-1</sup> e na sob pasto, pouco mais de 23,5 Mg de C ha<sup>-1</sup>.

Ao transformar o sistema mata em uma área de pastagem, a perda de C para a atmosfera chega a 51,37 Mg de C ha<sup>-1</sup>, que serão lançados na atmosfera, potencializando o

efeito estufa e contribuindo com o aquecimento global. Para Siqueira Neto et al. (2011), a conversão de áreas nativas para áreas de cultivo do solo, resultam em mudanças na dinâmica do C, aumentando as emissões dos gases de aquecimento global. Porém, ao se substituir a pastagem pelo plantio de sabiá, o sequestro de C chega a 12,25 Mg de C ha<sup>-1</sup>, amenizando os efeitos do aquecimento global. As perdas de C da área sob mata para as áreas sob sabiá e pasto chegam a 51,4 e 67,5%, respectivamente. Esses resultados foram alcançados após anos de estabelecimento dos sistemas. Akselsson et al. (2005), estudando as florestas clímax da Suécia, perceberam que a média de sequestro de C variava por ano entre 40 e 410 kg ha<sup>-1</sup>, ficando na média em 180 kg ha<sup>-1</sup>, comprovando que a mata tem potencial de seqüestrar C, enquanto a mudança no uso do solo, de emitir o C.

Akselsson et al. (2005) e Olson et al. (2009) informam que o sequestro de C é influenciado pela produção de serrapilheira, espécie vegetal e mudanças no ambiente. Entretanto, de acordo com os autores, os resultados obtidos em uma área não devem ser extrapolados para as demais situações e, recomendam comparar os resultados com outros estudos. Entretanto, as perdas de C resultam em mudanças no regime hídrico e na temperatura global. Siqueira Neto et al. (2011) observaram que as emissões de CO<sub>2</sub> em áreas com ação antrópica foi de até 30 vezes superior a da área nativa. Explicaram que a perda demasiada na pastagem deveu-se à compactação e a redução da macroporosidade, que causou deficiência na aeração e diminuição da dinâmica da água no solo.

**Tabela 20-** Estimativa das quantidades de C ha<sup>-1</sup>, produzidos nos diferentes ambientes (áreas de mata, sabiá e pasto) e nos diferentes compartimentos avaliados no Brejo Paraibano.

Ambiente avaliado	Tratamento		
	Mata	Sabiá	Pasto
	----- Mg ha <sup>-1</sup> -----		
<b>Solo</b>	62,885	28,075	23,565
<b>Coletor</b>	3,342	3,406	-
<b>Serrapilheira</b>	8,150	4,901	-
<b>Raízes</b>	1,772	0,652	1,217
<b>Total</b>	<b>76,149</b>	<b>37,034</b>	<b>24,782</b>

Olson et al. (2009) informam que o N pode afetar de muitas maneiras o acúmulo de C no solo, de forma direta e indireta. Primeiro, o N aumenta as taxas de fotossíntese e, assim, a quantidade de matéria orgânica fornecida ao solo. Também, a deposição de N

estimula as raízes finas a aumentar em volume e produção. O N também favorece a formação de substâncias húmicas (FAH e HUM), masi estáveis e de difícil degradação. Talvez, por esses motivos, a área plantada com sabiá comece a esboçar recuperação dos teores de C do solo, pois sua serrapilheira e suas raízes são mais ricas em N do que os das áreas sob mata e pasto. Como a área sob sabiá foi implantada há apenas 7 anos, a tendência é essa recuperação aumentar até haver o corte da madeira para produção de estacas, o que neste caso, seria merecedor de uma nova pesquisa.

## 5. CONCLUSÕES

As taxas de decomposição das gramíneas são semelhantes, porém mais lenta do que as das leguminosas, mesmo tendo o guandu apresentado a menor taxa de decomposição entre elas;

A adubação nitrogenada aplicada nos resíduos das plantas testadas, não afetou a taxa de decomposição dos resíduos de gramíneas e de leguminosas em superfície;

A agregação do solo foi maior na área sob mata, com valores semelhantes para pasto e sabiá por separação seca e maior para pasto em comparação com sabiá, quando se utilizou a separação úmida;

A área sob pasto foi a única entre as áreas avaliadas que apresentou diferenças na separação de agregados por via seca com o aumento da profundidade;

O diâmetro médio ponderado de agregados obtidos por via seca (DMPAs) e úmida (DMPAu) e a relação DMPAu/DMPAs foram maiores na área sob mata, seguida das áreas sob pasto e sob sabiá;

A densidade e a porosidade do solo foi menor e maior, respectivamente, na área sob mata e semelhantes na área sob sabiá e pasto, enquanto que a densidade de partículas foi semelhante em todas as áreas;

O desenvolvimento de raízes, na profundidade de 0-20 cm, foi semelhante entre as áreas sob mata e pasto, mas superior ao da área sob sabiá. O teor de C foi maior nas raízes da área sob mata, enquanto que os de P e K foram maiores nas raízes na área sob pasto e o de N na área sob sabiá;

A deposição de resíduos na área sob sabiá foi semelhante à área sob mata. Os teores de N, P e K nos resíduos foram maiores na área sob sabiá, enquanto que os resíduos da sob mata foram mais ricos em C;

O acúmulo de serrapilheira no solo foi maior na área sob mata em relação à área sob sabiá;

A taxa de decomposição dos resíduos foi maior na área sob sabiá em comparação com a área sob mata;

Os teores de C, H+Al, Al, a saturação por alumínio (m) e a CTC potencial solo são maiores na área sob mata. O pH do solo, a saturação de bases (V) e os teores de Na e K foram maiores nas áreas sob sabiá e sob pasto. Os teores de Ca, Mg e P disponível e a SB e a CTC efetiva não diferem entre as áreas estudadas;

O acúmulo total de N e P são maiores na área sob mata e os de K na área sob sabiá;

O carbono do solo está mais preservado na área sob mata e menos preservado na área sob pasto;

A quantidade de C produzida obedeceu a sequência: mata > sabiá > pasto.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ÅGREN, G. I.; BOSATTA, E.; MAGILL, A. H. Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. **Oecologia**, 128:94-98, 2001.

ALBUQUERQUE, J. A.; ARGENTON, J.; FONTANA, E. C.; COSTA, F. S.; RECH, T. D. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **R. Bras. Ci. Solo**, 26: 1065-1073, 2002.

AKSELSSON, C.; BERG, B.; MEENTEMEYER, V.; WESTLING, O. Carbon sequestration rates in organic layers of boreal and temperate forest soils — Sweden as a case study. **Global Ecol. Biogeography**, 14:77-84, 2005.

ALBUQUERQUE, J. A.; REINERT, D. J. Densidade radicular do milho considerando os atributos de um solo com horizonte B textural. **R. Bras. Ci. Solo**, 25: 539-549, 2001.

ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **R. Bras. Ci. Solo**, 25: 717-723, 2001.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F. de; BARROS, N. F. de; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais- MG, 1999. p.25-32.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F. & BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **R. Bras. Ci. Solo**, 25:189-197, 2001.

AMARO FILHO, J.; ASSIS JÚNIOR, R. N.; MOTA, J. C. A. **Física do solo – conceitos e aplicações**. Imprensa Universitária, Fortaleza – CE, 2008. 290 p. il.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes uso e sob cerrado nativo. **R. Bras. Ci. Solo**, 31: 1099-1108, 2007.

ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. de S. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **R. Árvore**, 27:715-721, 2003.

BAMBERG, A. L.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. da S.; TIMM, L. C.; PINTO, L. F. S.; LIMA, A. C. R. de; SILVA, T. R. da. Densidade de um Planossolo sob sistema de cultivo avaliada por meio da tomografia computadorizada de raios gama. **R. Bras. Ci. Solo**, 33:1079-1086, 2009.

BARRETO, A. C.; FREIRA, M. B. G. Dos S.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R.; FREIRE, F. J.; INÁCIO, E. Dos S. B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **R. Bras. Ci. Solo**, 32: 1471-1478, 2008.

BAVOSO, M. A.; GIAROLA, N. F. B.; TORMENA C. A.; PAULETTI, V. Preparo do solo em áreas de produção de grãos, silagem e pastejo: Efeito na resistência tênsil e friabilidade de agregados. **R. Bras. Ci. Solo**, 34: 227-234, 2010.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Nitrogênio total de um solo submetido a diferentes métodos de preparo e sistemas de culturas. **R. Bras. Ci. Solo**, 21:235-239, 1997.

BENITES, V. M.; MÁDARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo**: um procedimento simplificado e de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa, 2003. 7 p. (Comunicado Técnico).

BIAZI, D.; GATIBONI, L. C.; BIANCHET, F. J. Avaliação da taxa de decomposição de resíduos de aveia e centeio e seu efeito sobre o crescimento de plantas invasoras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31. Gramado, 2007, **Anais...** Gramado-RS, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. CD-ROOM.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata atlântica. **CERNE**, 2:042-059, 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Escritório de Pesquisas e Experimentação. Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo. **I. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. II. Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba.** Rio de Janeiro, 1972f. 683p. (Boletim Técnico, 15; SUDENE. Série Pedologia, 8).

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **R. Bras. Ci. Solo**, 27:935-944, 2003.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FREITAS, D. A. F. de. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal sul-mato-grossense. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:613-622, 2011.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D. de; REIS, E. F. dos; PEREIRA, H. S. AZEVEDO, W. R. de. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 33:147-157, 2009.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 14:99-105, 1990.

CARREIRO, M. M.; SINSABAUGH, R. L.; REPERT, D. A.; PARKHURST, D. F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. **Ecology**, 81:2359-2365, 2000.

CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. M. da C.; SOUSA JUNIOR, J. G. de A.; VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. **R. Bras. Ci. Solo**, 32: 2831-2838, 2008, número especial.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. de; CERRI, C. E. P. Potencial de seqüestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. Revisão de literatura. **Rev. Bras. Ci. Solo**, 34: 277-289, 2010.

CARVALHO JUNIOR, W. de; SCHAEFER, C. E. G. R.; CHAGAS, C. da S.; FERNANDES FILHO, E. I. Análise multivariada de Argissolo da faixa atlântica brasileira. **R. Bras. Ci. Solo**, 32: 2081-2090, 2008.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. **B. Inf. SBCE**, 23:40-44, 2007.

CIANCIARUSO, M.V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, É. F. L. P. da. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerrado na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 20: 49-59. 2006.

COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M. de C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B. de; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e  $\delta^{13}\text{C}$  em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. **Rev. Bras. Ci. Solo**, 35: 1241-1252, 2011.

COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M. da; NACIF, P. G. S.; FARIA, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. **R. Bras. Ci. Solo**, 33: 1137-1145, 2009a.

COSTA, S. E. V. G. de A.; SOUZA, E. D. de; ANGHINONI, I.; FLORES, J. P. C.; ANDRIGUETTI, M. H. Distribuição de potássio e de raízes no solo e crescimento de milho em sistemas de manejo do solo e da adubação em longo prazo. **R. Bras. Ci. Solo**, 33: 1291-1301, 2009b.

CUNHA, T. J. F.; MACEDO, J. R.; RIBEIRO, L. P.; PALMIERI, F.; FREITAS, P. L. de; AGUIAR, A. de C. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob cerrado. **Ciência Rural**, 31:27-36, 2001.

CURTIN, D.; FRANCIS, G. S.; McCALLUM, F. M. Decomposition rate of cereal straw as affected by soil placement - Report. **Australian Journal of Soil Research**. 46: 152-159. 2009.

DOBBSS, L. B.; RUMJANECK, V. M.; BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X.; CANELLAS, L. P. Caracterização química e espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos isolados da camada superficial de Latossolos brasileiros. **R. Bras. Ci. Solo**, 33: 51-63, 2009.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. COEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. eds. Defining soil quality for sustainable environment. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA Special Publication, 35).

DUARTE, F. M.; POCOJESKI, E.; SILVA, L. S. da; GRAUPE, F. A.; BRITZKE, D. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia com aplicação de uréia em solo de várzea. **Ciência Rural**, 37:705-711, 2007.

EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C. dos; PEREZ, D. V.; PEREIRA, M. G.; GOMES, F. W. de F. Atributos químicos, carbono orgânico e substâncias húmicas em Organossolos Háplicos de várias regiões do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, 35: 325-336, 2011a.

EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C. dos; PEREIRA, M. G.; PINHEIRO, E. F. M.; VALADARES, G. S. Substâncias húmicas e relação com atributos edáficos. **Bragantia**, 70:157-165, 2011b.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de solos. Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solo** (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro. Embrapa Solos. 2006. 306p.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, 16:163-175, 2006.

FERREIRA, R. L. C.; LIRA JUNIOR, M. de A.; ROCHA, M. S. da; SANTOS, M. V. F. dos; LIRA, M. de A.; BARRETO, L. P. Deposição e acúmulo de matéria seca e nutrientes em serapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.). **R. Árvore**, 31:7-12, 2007.

FLORES, J. P. C.; ANGHINONI, I.; CASSOL, L. C.; CARVALHO, P. C. de F.; LEITE, J. G. D. B.; FRAGA, T. I. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 31: 771-780, 2007.

GAMA-RODRIGUES, E. F. da; GAMA-RODRIGUES, A. C. da; PAULINO, G. M.; FRANCO, A. A. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do estado do Rio de Janeiro. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:1521-1530, 2008.

GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

JAQUELAITIS, A.; SILVA, A. A. da; SANTOS, J. B. dos; VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, 38:118-127, 2008.

KLIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. P. B.; SILVEIRA, P. M. da. Taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho Distroférrico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, 36:21-28, 2006.

LIMA, J. R. S. **Balço hídrico e de energia em solo cultivado e sem vegetação, para as condições do Brejo Paraibano**. 2004. 167 f. Tese (Tese Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; FERREIRA, E. P.; SANTOS, L. L. dos; BEUTLER, S. J.; FERRAZ JUNIOR, A. S. de L. Frações oxidáveis do carbono orgânico em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas de Aleias. **R. Bras. Ci. Solo**, 33:867-874, 2009.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BRITO, R. J. de. Distribuição das substâncias húmicas em solos de tabuleiros sob diferentes coberturas vegetais. **Rev. Univ. Rural, Sér. Ci. da Vida**. 26:68-77, 2006.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 28: 175-187, 2004.

MOREIRA, P.R. ; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, 28: 49-59, 2004.

MOURA, O. N.; PASSOS, M. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; MOLICA, S. G.; LIRA JUNIOR, M. de A.; LIRA, M. de A. SANTOS, M. V. F. dos. Distribuição de biomassa e nutrientes na parte aérea de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. **R. Árvore**, 30:877-884, 2006.

NUNES, H. V.; SILVA, I. de F. da; LIMA, J. R. de S.; PEREIRA, W. E.; SILVA, E. de O. da. Decomposição de restos culturais dispostos na superfície do solo e submetidos a adubação nitrogenada na microrregião de Guarabira-PB. **Rev. ACTA Tecnológica**, 1:17-30, 2010.

OLSON, M. T.; ERLANDSSON, M.; LUNDIN, L.; NILSSON, T.; NILSSON, Å.; STENDAHL, J. Organic carbon stocks in swedish Podzol soils in relation to soil hydrology and other site characteristics. **Silva Fennica**, 43:209-222, 2009.

OYONARTE, C.; MINGORANCE, M. D.; DURANTE, P.; PIÑEIRO, G.; BARAHONA, E. Indicators of change in the organic matter in arid soils. **Science of the Total Environment** 378:133–137, 2007.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. de. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na ilha da Marambaia, RJ. **Ci. Florestal**, 19:139-148, 2009.

PEREIRA, F. de S.; ANDRIOLI, I.; PEREIRA, F. de S.; OLIVEIRA, P. R. de; CENTURION, J. F.; FALQUETO, R. J.; MARTINS, A. L. da S. Qualidade física de um Latossolo Vermelho submetido a sistemas de manejo avaliado pelo índice S. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:87-95, 2011.

PESSOA, P. M. de A.; DUDA, G. P.; BARROS, R. B. de; FREIRE, M. B. G. dos S.; NASCIMENTO, C. W. A. do; CORREA, M. M. Frações de carbono orgânico de um Latossolo Húmico sob diferentes usos no Agreste brasileiro. **R. Bras. Ci. Solo**, 36: 97-104, 2012.

PETEAN, L. P.; TORMENA, C. A.; ALVES, S. J. Intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho Distroférrico sob plantio direto em sistema de integração lavoura-pecuária. **R. Bras. Ci. Solo**, 34: 1515-1526, 2010.

PIGNATARO NETTO, I. T.; KATO, E. & GOEDERT, W. J. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho- Amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. **R. Bras. Ci. Solo**, 33:1441-1448, 2009.

PORTUGAL, A. F.; JUCKSCH, I. SCHAEFER, C. E. G. R.; WENDLING, B. Determinação de estoques totais de carbono e nitrogênio e suas frações em sistemas agrícolas implantados em Argissolo Vermelho-Amarelo. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:2091-2100, 2008.

PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. V.; & COSTA, L. M. da. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da zona da mata mineira. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:575-585, 2010.

PULROLNIK, K.; BARROS, N. F. de; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. **R. Bras. Ci. Solo**, 33:1125-1136, 2009.

REINERT, D. J.; ALBUQUERQUE, J. A.; REICHERT, J. M.; AITA, C.; ANDRADA, M. M. C. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:1805-1816, 2008.



RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação**. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. Viçosa, MG, 1999. 359p.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:11-21, 2008.

SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. de S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, 13:183–189, 2009.

SANTOS, D. C. dos; PILLON, C. N.; FLORES, C. A.; LIMA, C. L. R. de; CARDOSO, E. M. C.; PEREIRA, B. F. MANGRICH, A. S. Agregação e frações físicas da matéria orgânica de um Argissolo Vermelho sob sistemas de uso no bioma Pampa. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:1735-1744, 2011.

SANTOS, J. T. dos; ANDRADE, A. P. de; SILVA, I. de F. da; SILVA, D. S. da; SANTOS, E. M.; SILVA, A. P. G. da. Atributos físicos e químicos do solo de Áreas sob Pastejo na Micro Região do Brejo Paraibano. **Ciência Rural**, 40:2486-2492, 2010.

SANTOS, R. D. dos; LEMOS, R. C. de; SANTOS, H. G. dos; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª ed. Viçosa, SBCS/CNPS, 92p. 2005.

SCHAEFER, C. E. R.; SILVA, D. D.; PAIVA, K. W. N.; PRUSKI, F. F.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R.; ALBUQUERQUE, M. A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho-Amarelo sob chuva simulada. **Pesq. Agropec. Bras.**, 37:669-678, 2002.

SILVA, A. S. **Propriedades físicas e químicas do solo, sistema radicular e produtividade do milho sob diferentes sistemas de manejo na microrregião de**

**Guarabira-PB.** Areia, Universidade Federal da Paraíba, 2002. 79p.(Dissertação de Mestrado).

SILVA, I. F. da. & MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 21:113-117, 1997a.

SILVA, I. F. da. & MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. **R. Bras. Ci. Solo**, 22:311-317, 1998.

SILVA, I. F. da. & MIELNICZUK, J. Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade agregados. **R. Bras. Ci. Solo**, 21:313-319, 1997b.

SILVA, A.S.; SILVA NETO, L. F. da; SILVA, I.F. da. Efeitos de diferente sistemas de cultivo no desenvolvimento radicular da cultura do milho em agricultura de sequeiro. Cadernos Temáticos. **In: \_\_\_\_\_. Agricultura e Recursos Naturais.** MEC-SETEC, 21:100-104, 2010.

SILVA, A. S.; SILVA, I. F. da; SILVA NETO, L. F. da; SOUZA, C. de. Semeadura direta na produção do milho em agricultura de sequeiro na região Nordeste do Brasil. **Ciência Rural**, 41:1556-1562, 2011.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. de C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:63-76, 2011.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology & Biochemistry**. 32:2099-2103, 2000.

SOUZA, J. M. de. **Dinâmica de atributos físicos e químicos de um Argissolo Vermelho Amarelo em topossequência de pastagem cultivada no brejo paraibano.** Areia, Universidade Federal da Paraíba, 2010. 72p. (Dissertação de Mestrado).

SOUZA, Z. M.; LEITE, J. A.; BEUTLER A. N. Comportamento de atributos físicos de um Latossolo Amarelo sob agroecossistemas do Amazonas. **Eng. Agríc.** 24:654-662, 2004.

SOUZA, E. D. de.; COSTA, S. E. V. G. de A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. de F.; OLIVEIRA, E. V. F. de; MARTINS, A. P.; CAO, E.; ANDRIGHETTI, M. Soil agregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. **R. Bras. Ci. Solo**, 34: 1365-1374, 2010.

SUTTON, E.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. **Environmental Science & Tecnology**. 39:9009-9015, 2005.

TISDALL, J. M.; COCKROFT, B.; UREN, N. C. The stability of soil agregates as affected by organic materials microbial activity and physical dsireption. **Aust. J. Soil res.**, 16:9-17, 1978.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biol. Biochem.**, 25:1351-1361, 1993.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no cerrado. **R. Bras. Ci. Solo**, 32: 1609-1618, 2008.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; FABIAN, A. J. & PAULA, J.C. Efeito da temperatura do ar e precipitação pluviométrica na decomposição de plantas de cobertura do Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31. Gramado, 2007, **Anais...** Gramado-RS, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. CD-ROOM.

VEZZANI, F. M. & MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **R. Bras. Ci. Solo**, 35: 213-223, 2011.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **R. Árvore**, 28:793-800, 2004.

XAVIER, F. A. da S.; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S. de; MENDONÇA, E. de S. Compartimentos da materia orgânica do solo em sistemas agrícolas orgânicos e convencional na chapada da Ibiapaba-CE. In: MENDONÇA, E. de S.; XAVIER, F. A. da

S.; LIBARDI, P. L.; ASSIS JR. R. N. de; OLIVEIRA, T. S. de. **Solo e agua: aspectos de uso e manejo – com ênfase no semiárido nordestino**. Fortaleza–CE, 2004. p. 31-50.

ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. da; GAMA-RODRIGUES, E. F. da; MACHADO, R. C. R. Fósforo orgânico sob agrossistemas de cacau. **R. Bras. Ci. Solo**, 32: 1987-1995, 2008.